

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
СУМСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ**

На правах рукопису

**РОЙ ІГОР ОЛЕКСАНДРОВИЧ**

УДК 504.062:66.094.3–926.214

**ПІДВИЩЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ  
ШЛЯХОМ ІНТЕНСИФІКАЦІЇ ПРОЦЕСУ ОКИСЛЕННЯ ОРГАНІЧНИХ  
РЕЧОВИН**

Спеціальність 21.06.01 – екологічна безпека

Дисертація на здобуття наукового ступеня  
кандидата технічних наук

Науковий керівник –  
доктор технічних наук, професор  
Пляцук Леонід Дмитрович

**Суми – 2017**

## ЗМІСТ

	С.
ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ, УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ .....	5
ВСТУП.....	7
РОЗДІЛ 1 ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ.....	16
1.1 Сучасний стан проблем питного водопостачання.....	16
1.2 Оцінювання екологічної безпеки питного водопостачання .....	21
1.3 Методи очищення природних вод від органічних речовин.....	25
1.4 Способи інтенсифікації процесу окиснення органічних речовин .....	29
1.4.1 Магнітна обробка .....	31
1.4.2 Апаратне оформлення процесу магнітної обробки .....	34
Мета і завдання дослідження .....	41
РОЗДІЛ 2 ОБ'ЄКТ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	43
2.1 Об'єкт і предмет дослідження .....	43
2.2 Опис експериментальної установки.....	44
2.3 Методика проведення дослідження .....	48
2.4 Оцінювання впливу похибок на результати експериментальних досліджень .....	52
Висновки до розділу 2 .....	56
РОЗДІЛ 3 ФІЗИЧНА МОДЕЛЬ ВПЛИВУ МАГНІТНОЇ ОБРОБКИ НА ФІЗИКО- ХІМІЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ.....	57
3.1 Вплив магнітної обробки на кінетику хімічних реакцій.....	57
3.2 Розробка фізичної моделі процесу магнітної обробки води.....	61
3.2.1 Вплив неоднорідного магнітного поля на лібраційні коливання молекул води .....	64
Висновки до розділу 3 .....	73
РОЗДІЛ 4 ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ МАГНІТНОЇ ОБРОБКИ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ НА ПРОЦЕС ОКИСНЕННЯ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН ОЗОНОМ .....	74

4.1 Дослідження впливу режимних параметрів магнітної обробки на процес окиснення .....	74
4.1.1 Вплив тривалості магнітної обробки на процес окиснення .....	75
4.1.2 Вплив швидкості руху водного розчину на процес окиснення .....	76
4.1.3 Вплив режиму руху водного розчину на процес окиснення.....	78
4.2 Дослідження впливу конструктивних параметрів магнітної обробки на процес окиснення .....	82
4.3 Вплив кислотно-лужної реакції розчину на ефективність магнітної обробки.....	87
4.4 Вплив температури розчину на ефективність магнітної обробки .....	91
4.5 Математична модель розрахунку ефективності впливу магнітної обробки на окиснення органічних речовин озonom.....	93
4.5.1 Вихідна інформація.....	93
4.5.2 Регресійна модель ефективності магнітної обробки .....	96
4.5.3 Оцінювання прогнозних властивостей математичної моделі .....	101
Висновки до розділу 4 .....	104
<b>РОЗДІЛ 5 ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ МІСТ .....</b>	<b>106</b>
5.1 Екологічний підхід до оцінки рівня безпеки питного водопостачання .....	106
5.2 Оцінювання екологічної безпеки питного водопостачання з аналізом потенційних ризиків для здоров'я людини .....	108
5.3 Кількісне оцінювання потенційного ризику погіршення здоров'я людини ...	117
5.4 Оцінювання потенційних та попереджених втрат за показником DALY для населення м. Києва.....	121
Висновки до розділу 5 .....	125
<b>РОЗДІЛ 6 ПРОЕКТУВАННЯ ТЕХНОЛОГІЧНИХ СХЕМ ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНИХ ВОД В СИСТЕМАХ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ З ВИКОРИСТАННЯМ МАГНІТНОЇ ОБРОБКИ .....</b>	<b>127</b>
6.1 Принципова технологічна схема очищення природних вод із використанням магнітної обробки .....	127

6.2 Методика інженерного розрахунку виробничої установки.....	130
6.3 Розрахунок економічної ефективності інтенсифікації процесу озонування за рахунок використання попередньої магнітної обробки води .....	137
Висновки до розділу 6 .....	140
ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ .....	141
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	144
ДОДАТКИ.....	165

## ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ, УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ

### Скорочення

ПО	–	перманганатна окиснюваність.
ЕДК	–	екологічно допустима концентрація.
БСК	–	біохімічне споживання кисню.
ХСК	–	хімічне споживання кисню.
ГДК	–	гранично допустима концентрація.
МО	–	магнітна обробка.
ЕПТ	–	еліпсоподібна траєкторія.
ДнВС	–	Дніпровська водопровідна станція.
ДесВС	–	Деснянська водопровідна станція.
<i>Risk</i>	–	ризик для здоров'я від впливу домішок у питній воді.
<i>DALY</i>	–	кількість потенційних років здорового життя, що можуть бути втрачені при вживанні питної води, роки.

### Умовні позначення

$B$	–	індукція магнітного поля, Тл.
$B_{min}$	–	мінімальна величина магнітної індукції, Тл.
$B_{max}$	–	максимальна величина магнітної індукції, Тл.
$\Delta B$	–	перепад магнітної індукції, Тл.
$l$	–	ділянка апарата МО, м.
$pH$	–	водневий показник.
$c$	–	концентрація, кг/м <sup>3</sup> .
$v$	–	об'єм, м <sup>3</sup> .
$E$	–	ефективність окиснення, %.
$E'$	–	ефективність окиснення в умовах після магнітної обробки, %.
$E_{м.о}$	–	ефективність магнітної обробки, %.

$v_{в.р}$	– швидкість руху водного розчину, м/с.
$\tau$	– тривалість магнітної обробки, с.
$\theta$	– фаза повороту радіуса ЕПТ.
$v$	– швидкість руху протона водню по ЕПТ.
$F_L$	– сила Лоренца.
$m$	– вага протона, кг.
$a$	– прискорення обертання радіуса ЕПТ протона навколо лінії водневого зв'язку, м/с <sup>2</sup> .
$e$	– заряд протона, Кл.
$v_m$	– швидкість «руху» ліній магнітної індукції відносно контура ЕПТ протона, м/с.
$\Delta\theta$	– зміщення фази повороту радіуса ЕПТ.
$S$	– площа ЕПТ, м <sup>2</sup> .
$r$	– радіус ЕПТ, м.
$\Delta t$	– час, за який відбувається зміна $B$ , с.
$v_B$	– швидкість зміни індукції магнітного поля, Тл/с.
$Re$	– число Рейнольдса.
$d$	– діаметр трубки, в якій рухається розчин, м.
$\nu$	– кінематична в'язкість розчину, м <sup>2</sup> /с.
$T$	– температура розчину, К.
$ПО$	– величина перманганатної окиснюваності, мг/л.
$B_m$	– залишкова намагніченість постійних магнітів, Тл.

#### Символи

$в. р.$	– водний розчин.
$\vec{B}$	– вектор магнітної індукції.
$\alpha$	– кут між дотичною до ЕПТ та силою Лоренца.

## ВСТУП

Більшість населених пунктів України як джерела питного водопостачання використовують поверхневі водні об'єкти, в яких якість води останніми роками істотно погіршилася [1, 2]. Діючі в країні станції централізованого водопостачання та водоочисні споруди проектувалися десятки років тому та були орієнтовані на іншу якість поверхневих вод, і на сьогодні вони не можуть забезпечити населені пункти якісною питною водою, безпечною для здоров'я людини [3].

Оцінювання і прогнозування впливу техногенного забруднення на людину, його попередження та створення умов надійної безпеки життя й діяльності людини є одними з основних завдань державної політики. Відносини в галузі питного водопостачання регулюються Законом України «Про державну програму «Питна вода України» на 2006–2020 роки» від 3 березня 2005 року. Цим законом передбачено, що основою політики підприємств у галузі водопостачання є принцип поліпшення показників безпеки та якості питної води за рахунок реконструкції й удосконалення систем централізованого водопостачання, доведення якості питної води до вимог державних стандартів, розроблення та впровадження науково-дослідних і дослідно-конструкторських розробок із застосуванням новітніх матеріалів, технологій, обладнання та приладів, а також приведення нормативно-правової бази у сфері питного водопостачання у відповідність зі стандартами Європейського Союзу з урахуванням національних особливостей.

Значну роль у погіршенні стану природних водойм, що використовуються як джерела господарсько-питного водопостачання, насамперед відіграють хімізація та меліорація сільськогосподарських угідь. Істотний внесок роблять зарегулювання річкового стоку, скидання у водотоки і водойми побутових і стічних вод, неконтрольовані зливові стоки з полів та міських територій, надзвичайні ситуації, аварійні викиди забруднювальних речовин тощо [4–7].

Існуючі станції очищення та знезараження поверхневих вод [8], які в наш час реалізують в основному реагентне оброблення води у відстійниках і швидких фільтрах із первинним та вторинним хлоруванням, не завжди забезпечують санітарну і токсичну безпеку питної води, що подається населенню. Ситуація значно погіршується через періодичну або постійну наявність у природній воді органічних речовин природного та антропогенного походження, вміст яких може змінюватися в широких межах [1, 9].

### **Актуальність теми**

Процеси, що відіграють значну роль у надходженні органічних речовин у поверхневі води, є безпосередньо природними процесами, які значно прискорюються в результаті діяльності людини. Надходження великої кількості біогенних мінеральних елементів із зливовими та стічними водами, вільний доступ світла й тепла, прогрівання площ мілководдя сприяють інтенсивному розвитку водоростей і порушенню кисневого режиму водойм. Створення водосховищ шляхом регулювання стоку річок дозволяє вирішити проблему забезпечення населення питною водою. Однак зміни гідрологічного режиму річок та особливості гідрологічного режиму водосховищ погіршують якість води, що ускладнює процес очищення питної води. Оцінюванню стану поверхневих водних об'єктів та проблемам щодо питного водопостачання присвячені праці таких провідних фахівців, як В. В. Гончарук, С. С. Душкін, Н. Г. Насонкіна, М. С. Мальований, В. Г. Петрук, С. П. Давидчук, Ю. Ф. Шевчук, С. Л. Василенко та ін.

У водоймах основну частину біомаси від загальної маси рослинного планктону, особливо у період цвітіння води, займають синьо-зелені водорості. Процеси розвитку і розкладання таких водоростей, трансформації відмерлих вищих водних рослин, життєдіяльність бактерій, планктонних і бентосних організмів призводять до продукування органічних речовин біологічного походження. У воду надходить велика кількість низькомолекулярних спиртів, органічних кислот, кетонів, альдегідів, феноловмісних речовин, що мають токсичні властивості [6, 10].



Зважаючи на складність контролю техногенних процесів надходження забруднювальних речовин у водні об'єкти, неконтрольованість природних процесів утворення органічних речовин, єдиними ефективними заходами зі зниження рівня екологічної небезпеки в питному водопостачанні є використання високоефективних методів очищення на водопровідних станціях. Технологічні схеми більшості централізованих водопровідних станцій, що діють в Україні, не передбачають очищення води від підвищеного вмісту органічних речовин, а використання традиційних технологій збільшує ризик утворення хлорорганічних речовин, які створюють додаткову небезпеку для здоров'я людини [3, 11]. Під час розв'язання подібної проблеми актуальними є заходи з реконструкції та модернізації водопровідних станцій для підвищення ступеня очищення природних вод від органічних речовин [12].

Серед сучасних методів видалення органічних речовин із води ефективним є їх окиснення. Застосування для цих цілей озонування належить до перспективних екологічно безпечних методів, що разом із традиційними технологіями забезпечує виконання вимог нормативних документів до якості питної води та показників безпеки для здоров'я людини [13].

Досвід використання озону як окиснювача в процесах очищення води засвідчив його екологічну безпеку і здатність глибоко окиснювати органічні речовини [13]. У свою чергу, високі вимоги до якості питної води приводять до необхідності використання підвищених доз озону, виробництво якого потребує значних енерговитрат. Ураховуючи енергоємність процесу, цей метод так і не набув великого поширення в нашій країні, де видалення органічних речовин проводять традиційним окисненням хлором та його похідними з доведенням показників вмісту органічних речовин до величин, близьких до гранично допустимих концентрацій.

Оцінювання потенційних ризиків погіршення здоров'я людини від впливу забруднювальних речовин у питній воді [14] показало, що доведення їх вмісту лише до встановлених норм не є достатньою передумовою забезпечення умов надійної безпеки життя та діяльності людини. Тому першочергова увага повинна

приділятися вдосконаленню процесів окиснення органічних речовин у питній воді, екологічно та економічно обґрунтованому технічному переоснащенню централізованих водопровідних станцій.

З метою інтенсифікації процесу окиснення органічних речовин озоном і зниження експлуатаційних витрат, підвищення повноти розкладання органічних речовин, ефективності та економічності процесу значна увага приділяється пошуку способів або методів інтенсифікації озонування. Перспективним є використання фізичних методів [15], та одним із перспективних методів, основою якого є зміна фізико-хімічних властивостей водних розчинів і прискорення хімічних реакцій, зокрема реакцій окиснення, є магнітна обробка води [16]. На сьогодні цей метод дістав поширення в різних галузях промисловості, зокрема в процесах очищення природних і стічних вод.

Простота реалізації магнітної обробки, низькі капітальні та експлуатаційні витрати, а також безреагентність та універсальність методу роблять його одним із перспективних напрямків досліджень у сфері розроблення екологічно безпечних технологій для інтенсифікації процесів окиснення органічних речовин.

**Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.** Дисертаційна робота виконувалася згідно з державною програмою в рамках держбюджетної тематики Сумського державного університету «Розробка шляхів поліпшення екологічної ситуації міста та промислових зон» (номер держреєстрації 0111U006335).

**Мета і завдання дослідження.** Метою дисертаційної роботи є вирішення науково-практичної проблеми, підвищення рівня екологічної безпеки питного водопостачання і попередження загрози для здоров'я та життя людини, що виникає під час функціонування техногенних і природних систем, шляхом удосконалення станцій очищення питної води із застосуванням апаратів магнітної обробки.

Для досягнення зазначеної мети поставлено та вирішено такі завдання:

– оцінити екологічний стан поверхневих джерел питного водопостачання за показниками вмісту органічних речовин;

- проаналізувати якість води у джерелах водопостачання як чинника формування екологічної небезпеки;
- провести аналіз технологічних схем діючих в Україні централізованих водопровідних станцій та оцінити ефективність їх роботи з позицій екологічної безпеки;
- провести вибір найбільш ефективного методу для видалення органічних речовин із питної води з урахуванням екологічного стану поверхневих водойм України;
- дослідити фізичну природу магнітної обробки та вплив конструктивних і режимних параметрів магнітної обробки на ефективність подальшого озонування;
- розробити математичну модель процесу магнітної обробки;
- розробити методологічний підхід до оцінки показників екологічної безпеки питної води;
- провести оцінку екологічного ефекту від використання магнітної обробки в системах питного водопостачання, базуючись на показниках екологічної безпеки питної води;
- запропонувати рекомендації з експлуатації апаратів магнітної обробки спільно з озонуванням на централізованих водопровідних станціях;
- розробити методику інженерного розрахунку апарата магнітної обробки води.

**Об’єкт дослідження** – екологічно небезпечні процеси очистки природних вод в системах питного водопостачання міст.

**Предмет дослідження** – методи та засоби інтенсифікації процесів очищення природних вод в системах питного водопостачання.

**Методи дослідження.** Теоретичні аспекти дисертаційної роботи ґрунтуються на фізичному і математичному моделюванні досліджуваних процесів. У роботі використано методи титрометричного аналізу та рН-метрії для визначення ефективності окиснення органічних речовин і контролю фізико-хімічних параметрів процесів магнітної обробки та озонування. Для оброблення експериментальних даних використовували статистичні методи та регресійний

аналіз із використанням пакетів програм Statistica 10.0, Maple 7.0, Microsoft Excel, Advanced Grapher 2.11.

### **Наукова новизна одержаних результатів:**

- удосконалено фізичну модель впливу магнітної обробки на фізико-хімічні властивості водних розчинів і кінетику окисно-відновних реакцій, за рахунок встановлення механізму впливу неоднорідного магнітного поля;
- вперше експериментально встановлені оптимальні режимні і конструктивні параметри магнітної обробки води для інтенсифікації подальшого окиснення органічних речовин озоном;
- розроблені регресійні залежності ефективності магнітної обробки від параметрів обробки та фізико-хімічних властивостей оброблювальної води;
- дістав подальшого розвитку підхід до оцінки показників екологічної безпеки питної води, що дозволяє здійснювати прогнозування негативних наслідків для здоров'я людини при вживанні питної води;
- розроблена інженерна методика розрахунку конструктивних параметрів апаратів магнітної обробки, що дозволяє проектувати вискоелективні апарати магнітної обробки для інтенсифікації подальшого окиснення органічних речовин озоном.

**Практичне значення одержаних результатів.** Із метою зменшення рівня екологічної небезпеки, що виникає через незадовільну якість води у джерелах водопостачання та низьку ефективність роботи водопровідних станцій, і створення безпечних умов життєдіяльності людини розроблено спосіб інтенсифікації окиснення органічних речовин озоном за рахунок використання попередньої магнітної обробки природних вод. Уперше знайдені закономірності спільного застосування магнітної обробки та озонування можуть бути використані для вдосконалення технологічних схем очищення на централізованих водопровідних станціях. Визначено конструктивні співвідношення та оптимальні режимні параметри роботи апаратів магнітної обробки, що дозволяють забезпечити зниження рівня потенційного ризику погіршення здоров'я людини, спричиненого токсичною дією органічних речовин на організм людини.

Вихідні дані дослідно-промислових випробувань способу інтенсифікації окиснення органічних речовин озоном за рахунок використання магнітної обробки води перед подачею на озонування передані до ТОВ «Сумитеплоенерго» (акт впровадження від 17.03.2016 р.).

Розроблені в дисертації математичну модель та інженерний метод розрахунку конструктивних параметрів апаратів магнітної обробки впроваджено в навчальний процес кафедри прикладної екології Сумського державного університету у дисциплінах «Основи створення екологічно безпечних технологій» і «Техноекологія» (акт впровадження від 29.09.2014 р.).

**Особистий внесок здобувача.** Дисертаційна робота є самостійним, завершеним дослідженням автора в галузі екологічної безпеки. Автором зібрано і проаналізовано статистичний матеріал, виконано його оброблення та наукове узагальнення, обґрунтовано методи дослідження і вирішено поставлені в роботі завдання дослідження. Розроблено спосіб інтенсифікації озонування природних вод за рахунок використання попередньої магнітної обробки води на міських централізованих водопровідних станціях. Установлено нові закономірності перебігу процесу магнітної обробки і побудовано регресійні рівняння для використання в інженерних розрахунках.

Особистий внесок автора у наукових статтях і працях за темою дисертації, опублікованих у співавторстві, полягає у наступному:

– у роботі [14] проведені оцінювання та аналіз ефективності роботи систем централізованого питного водопостачання в Україні з позицій екологічної безпеки. Запропоновано механізм управління екологічною безпекою систем питного водопостачання. Обґрунтовано необхідність вдосконалення існуючої системи оцінювання ефективності роботи систем питного водопостачання;

– у роботі [17] проаналізовані переваги та недоліки існуючих методів очищення природних вод від органічних речовин. Подані результати експериментальних досліджень, що підтвердили перспективність використання магнітної обробки в системах питного водопостачання;

– у роботі [18] проведено аналіз впливу водокористування на природне середовище і стан водних ресурсів. Розглянуто основні шляхи вирішення проблем раціонального використання водних ресурсів. Обґрунтовано можливість використання магнітної обробки для інтенсифікації методів очищення забруднених вод. Описанні, розроблені на даний час, гіпотези, що пояснюють механізм магнітної обробки водних розчинів.

– у роботі [19] проведено аналіз існуючих гіпотез механізму магнітної обробки та наявних у літературі результатів експериментальних досліджень. Одержано висновки, що дозволяють пояснити зміну мінерального складу забруднених вод під час магнітної обробки.

– у роботі [20] описана технологія магнітогідродинамічної (магнітної) обробки водних розчинів та визначена її специфіка. Проаналізовані сучасні та перспективні напрямки використання магнітної обробки.

– у роботі [21] розроблено установку для очищення води від органічних речовин, що дозволяє підвищити ефективність їх видалення з питної води під час озонування за рахунок використання попередньої магнітної обробки води.

– у роботі [22] здійснено дослідження сучасного стану водних ресурсів та екологічних проблем питного водопостачання, пов'язаних з органічним забрудненням природних вод. Запропоновано технологічну схему проведення окиснення органічних речовин озоном із використанням попередньої магнітної обробки води.

– у роботі [23] запропоновано інженерний метод розрахунку конструктивних параметрів апаратів магнітної обробки води, що дозволяє проектувати високоефективні апарати в промислових масштабах.

**Апробація результатів роботи.** Основні положення та результати дисертаційної роботи доповідалися та обговорювалися на: щорічних науково-технічних конференціях факультету технічних систем та енергоефективних технологій Сумського державного університету (м. Суми, 2011, 2013, 2015 рр.); Міжнародній науково-практичній конференції молодих вчених і студентів «Сучасні екологічно безпечні та енергозберігаючі технології в

природокористуванні» (м. Київ, квітень 2011 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «III Всеукраїнський з'їзд екологів» (м. Вінниця, вересень 2011 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Карпатська конференція з проблем охорони довкілля» (м. Мукачеве, травень 2011 р.); I Всеукраїнській студентській науковій конференції «Екологія та екологічна освіта» (м. Київ, 2011 р.); VII Міжнародній XVIII Традиційній науково-практичній конференції «Екологічний інтелект – 2012» (м. Дніпропетровськ, квітень 2012 р.); II Всеукраїнській міжвузівській науково-технічній конференції «Сучасні технології в промисловому виробництві» (м. Суми, квітень 2012 р.); Міжнародній конференції «Цілі збалансованого розвитку для України» (м. Київ, червень 2013 р.); II Міжнародній науково-практичній конференції «Актуальні проблеми інженерних наук в галузі промисловості, екології та охорони водних ресурсів» (м. Пенза, 2013 р.); III Всеукраїнській міжвузівській науково-технічній конференції «Сучасні технології у промисловому виробництві» (м. Суми, квітень 2014 р.); XVIII Міжнародній науково-практичній конференції «Екологія. Людина. Суспільство» (м. Київ, 2015 р.); IV Всеукраїнській міжвузівській науково-технічній конференції «Сучасні технології у промисловому виробництві» (м. Суми, квітень 2016 р.); III Міжнародній науково-практичній конференції «Екологія і захист навколишнього середовища» (м. Мінськ, травень 2016 р.).

**Публікації.** За результатами дисертаційної роботи опубліковано 22 наукові праці: 8 статей, з яких 5 – у спеціалізованих виданнях, що входять до списку МОН України, 1 – у спеціалізованому зарубіжному виданні, 2 статті – у збірниках матеріалів конференцій, 1 патент України на корисну модель і 13 тез доповідей на конференціях.

**Структура та обсяг дисертації.** Дисертація складається із вступу, шести розділів, висновків, списку використаних джерел, шістнадцяти додатків. Загальний обсяг роботи становить 184 сторінки. Дисертаційна робота містить 43 рисунки та 17 таблиць за текстом. Список використаних джерел у кількості 194 найменувань на 21 сторінці. Додатки розміщені на 20 сторінках.

## РОЗДІЛ 1

### ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Основними показниками, що визначають безпечність і якість питної води, є склад та концентрація домішок. Питна вода повинна відповідати таким вимогам: бути безпечною в епідеміологічному і радіаційному відношенні, мати сприятливі органолептичні властивості та безпечний хімічний склад. Усі показники безпеки для здоров'я людини, яким повинна відповідати питна вода, для України зазначені в ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною».

У галузі питного водопостачання під час оцінювання впливу техногенного забруднення на людину з урахуванням сучасного екологічного стану джерел господарсько-питного призначення на особливу увагу заслуговують показники перманганатної окиснюваності і вміст загального органічного вуглецю. Вони є інтегральними показниками, що відображають загальний вміст органічних речовин у питній воді.

#### **1.1 Сучасний стан проблем питного водопостачання**

Однією зі складових національної безпеки є екологічна безпека, спрямована на забезпечення умов надійної безпеки життя та діяльності людини через управління небезпеками, які є наслідком функціонування антропогенних, природних і техногенних систем. Базуючись на Законі України «Про основи національної безпеки України» № 964–IV від 19.06.2003 р., Законі України «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення» № 4004–XII від 24.02.1994 р., Законі України «Про питну воду та питне водопостачання» № 2918–III від 10 січня 2002 року та Водному кодексі України № 213/95–ВР від 06.06.1995, питання забезпечення населення якісною питною водою мають першочергове значення і є чинником, що визначає умови надійної безпеки життя та діяльності людини.



Особливість питного водопостачання в Україні полягає в тому, що воно на 80 % забезпечується з поверхневих джерел, а якість питної води безпосередньо залежить від їх екологічного стану та ефективності роботи водопровідних станцій. Дані про стан поверхневих вод свідчать про те, що, незважаючи на спад промислового виробництва за останні роки та відповідно зменшення антропогенного навантаження на природні водойми, в країні існує тенденція до погіршення якості природних вод у водоймах I та II категорій за санітарно-хімічними показниками [1, 3].

Природні води містять велику кількість забруднювальних речовин, зокрема й органічних. Останні представлені розчиненою органічною речовиною природного походження та численними домішками штучного походження [24–26]. У воді вони знаходяться в розчиненому, колоїдному і зваженому станах та утворюють динамічну систему, в якій під впливом фізичних, хімічних і біологічних факторів безперервно здійснюються переходи з одного стану в інший. У той самий час багато органічних речовин нестійкі та схильні до безперервної трансформації. Безпосереднє визначення їх концентрації в питній воді є складним процесом, тому їх загальний вміст оцінюється за інтегральними показниками.

Для аналізу вмісту легко окислювальних органічних речовин у питній воді застосовують показник перманганатної окиснюваності. Величина показника характеризує вміст у воді органічних речовин, що окиснюються одним із сильних хімічних окисників – перманганатом калію. Гранично допустима концентрація органічних речовин у питній воді за показником ПО становить 5 мг/л згідно з діючими ДСанПіН 2.2.4–171–10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною».

Величина ПО природних вод варіюється в широких межах, від часток міліграмів до десятків міліграмів на 1 літр води. Поверхневі води мають більш високу ПО порівняно з підземними. Вода рівнинних річок, як правило, має ПО в межах 5–12 мг/л [27], а річок із болотним живленням – десятки мг/л. Підземні води мають величину ПО в середньому на рівні від сотих до десятих часток мг/л. При цьому підземні води, що зазнають антропогенного впливу [28], та підземні води в районах нафтогазових родовищ і торфовищ мають високі значення ПО [29].

Природа органічних речовин є різною – це гумінові кислоти ґрунтів, складна органіка рослин, сполуки антропогенного походження та ін. На цей час описана велика кількість органічних речовин, і всі вони більшою чи меншою мірою можуть міститися в джерелах водопостачання [30]. Серед природних органічних речовин, що становлять не менше 80–90 % від усіх органічних речовин у поверхневих водах, найбільш поширені гумінові та фульвокислоти, органічні кислоти, феноли, азотовмісні речовини, карбонільні сполуки та ін. [4, 25, 31]. За природою свого походження ці органічні речовини є продуктами життєдіяльності та розкладання решток рослинних і тваринних організмів, частина з них надходить у воду в результаті її контакту з покладами вуглеводнів та ін. [25, 32].

Органічне забруднення поверхневих водойм відбувається під впливом сукупності взаємозв'язаних процесів, що проходять під дією локальних факторів у межах водних об'єктів і територій їх водозбору. Під час аналізу джерел надходження органічних речовин враховуються зовнішні та внутрішні фактори забруднення. До зовнішніх насамперед належать скиди стічних вод та надходження водних мас, що містять забруднювальні речовини за рахунок їх змиву атмосферними опадами з поверхні водозбору [7, 9, 33–37]. Серед внутрішніх факторів важливу роль відіграють гідрологічний режим водних об'єктів та біологічні процеси. Склад і вміст органічних речовин у природних водах визначається сукупністю різних за своєю природою і швидкістю процесів: виділення та поглинання гідробіонтами органічних залишків у різні періоди їх існування, хімічні процеси перетворення речовин, їх розкладання, синтез і т. д. [24, 38–46].

Останнім часом проблема надходження органічних речовин у водойми за рахунок природних процесів є дуже актуальною, що передусім пов'язано з аномально високими температурами, особливо ця ситуація погіршується в літні періоди, та антропогенним навантаженням, що проявляється у надмірному надходженні біогенних елементів у водойми. При цьому значна увага приділяється процесам евтрофікації [47–50]. Так, згідно з численними даними [6, 10, 34, 35, 37, 41, 42, 50–57] проблема надходження біогенних елементів та органічного забруднення поверхневих вод властива для більшості гідрографічних мереж усіх областей України.

Комплексне оцінювання екологічного стану поверхневих водних об'єктів за показниками забруднення біогенними елементами наведено у додатку А. Аналіз проведений на основі статистичних даних щодо якості води за показником умісту основних біогенних елементів у поверхневих водоймах України, наведених у [1, 2]. Оцінювання екологічного стану проводили за відносними показниками перевищення встановлених екологічно допустимих концентрацій вмісту забруднювальних речовин [58]. Їх величини встановлені на основі показників граничної межі третьої категорії за екологічним оцінюванням [59, 60].

Як бачимо з додатка А, басейни великих річок України та водосховища Дніпровського каскаду знаходяться в незадовільному екологічному стані, спостерігаються постійні, а іноді й значні перевищення вмісту основних біогенних елементів. Екологічний стан усіх водних об'єктів відповідає III класу якості «Задовільні», а за рівнем трофності належать до евтрофного типу. Для всіх водних об'єктів характерні процеси росту видової різноманітності планктону, «цвітіння» води та розвитку діатомових водоростей, підвищення трофності водойм, порушення кисневого режиму, темпів і співвідношення процесів продукування та розкладання органічних речовин.

Накопичення біогенних елементів у водоймах призводить до появи процесів незбалансованої евтрофікації, сприяючи інтенсивному розвитку водоростей і цвітінню води. Такі процеси спричиняють замори риби, погіршують кисневий режим водойм, що пояснюється малим проникненням сонячних променів (через наявність фітопланктону на поверхні) і, як наслідок, відсутність фотосинтезу донних рослин [4, 6, 39, 43–47]. Поняття евтрофікації в прямому значенні не належить до річок, але у багатьох із них проявляються деякі симптоми евтрофікації, особливо це стосується розвитку планктонних водоростей [49].

Інтенсивний розвиток і відмирання водоростей сприяють утворенню органічних речовин, таких як полісахариди, щавлева, винна і лимонна кислоти, речовини типу фітонцидів. У продуктах розпаду цих водоростей при розкладанні в анаеробних умовах вміст фенолу може значно перевищувати ЕДК. При розкладанні рослинних і тваринних решток у великих кількостях виділяються масляна кислота, бутиловий

спирт і ацетон. У мулових відкладеннях виявлені леткі жирні кислоти – мурашина, оцтова, пропіонова, масляна та ін. [24–26, 30, 32, 46]. Загальний вміст таких речовин у природних водоймах прийнято визначати за допомогою інтегральних показників, таких як БПК і ХПК [1, 9, 32, 52, 57].

У додатку Б і на рисунку 1.1 наведено дані щодо органічного забруднення водних об'єктів України, вираженого як рівень перевищення гранично допустимих концентрацій за показниками БСК та ХСК для водойм господарсько-побутового використання. З метою одержання загальної картини стосовно органічного забруднення водних об'єктів України рівень перевищення нормативного вмісту БСК та ХСК розраховували як відношення фактичного вмісту органічних речовин до нормативного. Розрахунок проводили за середніми показниками, одержаними за період із 2010 до 2014 року [1, 2].

Одержані дані свідчать про те, що органічне забруднення є характерним для всіх водних об'єктів України, але найбільш характерне для водосховищ, що обумовлено гідрохімічними процесами [1, 2]. Наявність у водосховищах великої кількості біогенних мінеральних елементів, вільний доступ світла й тепла, прогрівання площ мілководдя сприяють інтенсивному розвитку водоростей, цвітінню води та інтенсифікації процесів евтрофування [36, 41–43, 54, 55].

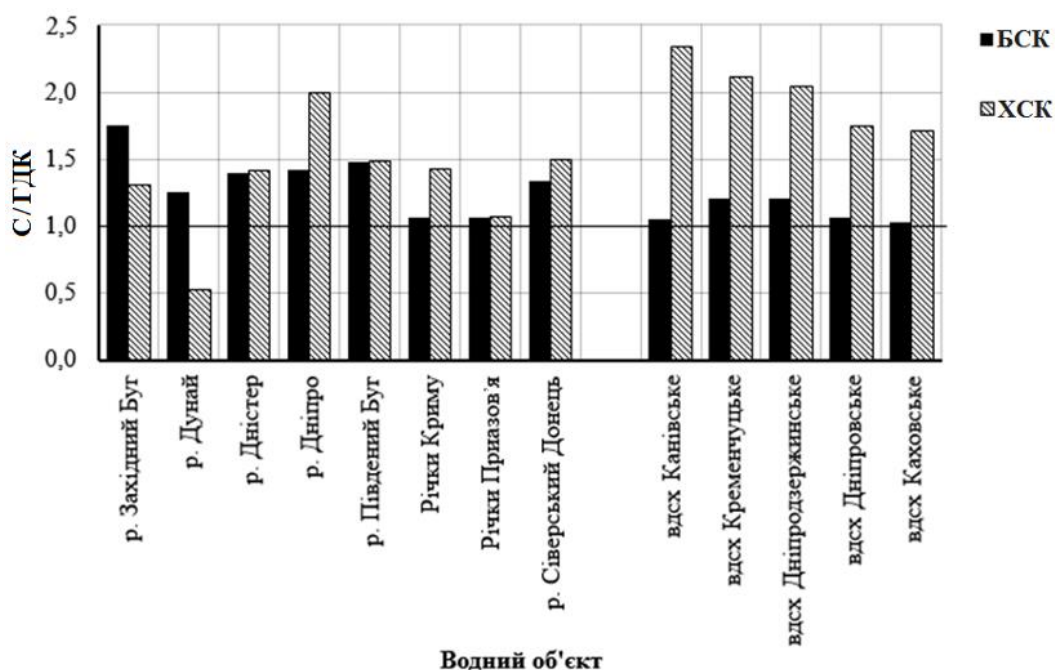


Рисунок 1.1 – Перевищення нормативних рівнів ГДК за показниками БСК та ХСК для водних об'єктів господарсько-побутового використання в Україні

Серед техногенних процесів, що викликають забруднення поверхневих водойм органічними речовинами, найбільш небезпечними є зливові стоки з територій водозбору, скид неочищених або недостатньо очищених комунальних і виробничих стічних вод [7, 9, 10, 30, 32–34, 37, 40], що містять велику кількість біогенних елементів (азоту та фосфору).

Зливові та снігові стоки із забруднених територій міст, територій тваринницьких комплексів і сільськогосподарських угідь є одними з найнебезпечніших джерел, оскільки надходять у поверхневі водні об'єкти неорганізовано і розосереджено, тому майже не підлягають контролю та очищенню. Вплив добрив, що змиваються атмосферними опадами з територій водозбору, пов'язаний в основному з їх азотними і фосфорними формами [33, 34], надходження яких супроводжується інтенсивним заростанням водойм.

Тваринницькі комплекси в ряді регіонів є значною проблемою в господарсько-побутовому водокористуванні [1, 61]. Їх основний вплив пов'язаний із забрудненням водних об'єктів органічними речовинами природного походження і біогенними елементами, переважно сполуками азоту (нітрати, нітрити, аміак) та біологічними агентами.

Таким чином, техногенний вплив на поверхневі джерела водопостачання проявляється в безпосередньому порушенні процесів самоочищення водойм та прискоренні природних процесів продукування органічних речовин. Ураховуючи особливості природних і техногенних процесів надходження органічних речовин у природні водойми, можливість їх повного контролю та попередження повністю виключається. Єдиним шляхом зниження загроз для здоров'я людини та забезпечення безпечних умов життєдіяльності населення є мінімізація наслідків таких процесів за рахунок використання високоефективних методів очищення на водопровідних станціях.

## **1.2 Оцінювання екологічної безпеки питного водопостачання**

Останнім часом питанню забезпечення населення України питною водою, безпечною для здоров'я людини, приділяється все більше уваги [62–76]. Така

ситуація склалася насамперед через погіршення екологічного стану поверхневих джерел і низьку якість питної води, що подається населенню.

Згідно з даними моніторингу Державного агентства водних ресурсів України [3] впродовж останнього часу проби води, відібрані в районах поверхневих джерел централізованого водопостачання, не відповідають вимогам санітарних правил і норм для водойм питного призначення. Постійно фіксується перевищення показників ХСК і БСК у межах від 1,1 до 3,3 ГДК.

Для оцінювання рівня екологічної безпеки в питному водопостачанні та ефективності роботи централізованих водопровідних станцій в Україні проведено системний аналіз статистичних даних щодо якості води, яка забирається з поверхневих джерел, і якості питної води, що подається населенню після очищення на водопровідних станціях. Під час оцінювання використовували показники питомої ваги проб води, що не відповідали санітарним нормам за більше ніж одним показником. Аналіз і розрахунок проводили за період з 2008 до 2014 року [2, 3, 77]. Одержані дані наведені в додатках В і Г та на рисунках 1.2 і 1.3.



Рисунок 1.2 – Стан поверхневих джерел питного водопостачання в Україні

Як бачимо з рис. 1.2, більшість областей України для водопостачання використовують поверхневі джерела, що мають незадовільний екологічний стан. Найбільший відсоток відхилень за санітарно-хімічними показниками фіксується в

Луганській (43,06 %), Дніпропетровській (31,2 %), Рівненській (24,02 %), Миколаївській (20,75 %), Київській (19,84 %), Херсонській (19,68 %), Запорізькій (16,82 %), Полтавській (16,7 %), Житомирській (13,98 %) областях, що перевищують середньозважену величину по країні – 13,37 %. Ураховуючи ці показники і середні дані про демографічну ситуацію в Україні [77], впродовж останніх років для 35 % (34,79) міського населення країни, а це приблизно 10,8 млн чоловік, рівень екологічної небезпеки залишається високим. При цьому з рис. 1.2 бачимо, що найбільший відсоток відхилень проб води характерний для областей, що використовують воду з річок та водосховищ басейну річки Дніпро.

Результати аналізу даних про якість питної води в Україні, наведених на рис. 1.3, а саме проб води, відібраних безпосередньо із систем централізованого водопостачання, після проходження очищення [3] показали, що відсоток проб води, які не відповідають санітарно-хімічним нормам для питної води, залишається дуже високим, це передусім свідчить про на низьку ефективність роботи централізованих водопровідних станцій. Якщо взяти до уваги дані [71] щодо якості питної води, помітно, що у великих містах України, де джерелами є поверхневі водні об'єкти, постійно фіксується перевищення норм умісту органічних речовин за показником ПО.

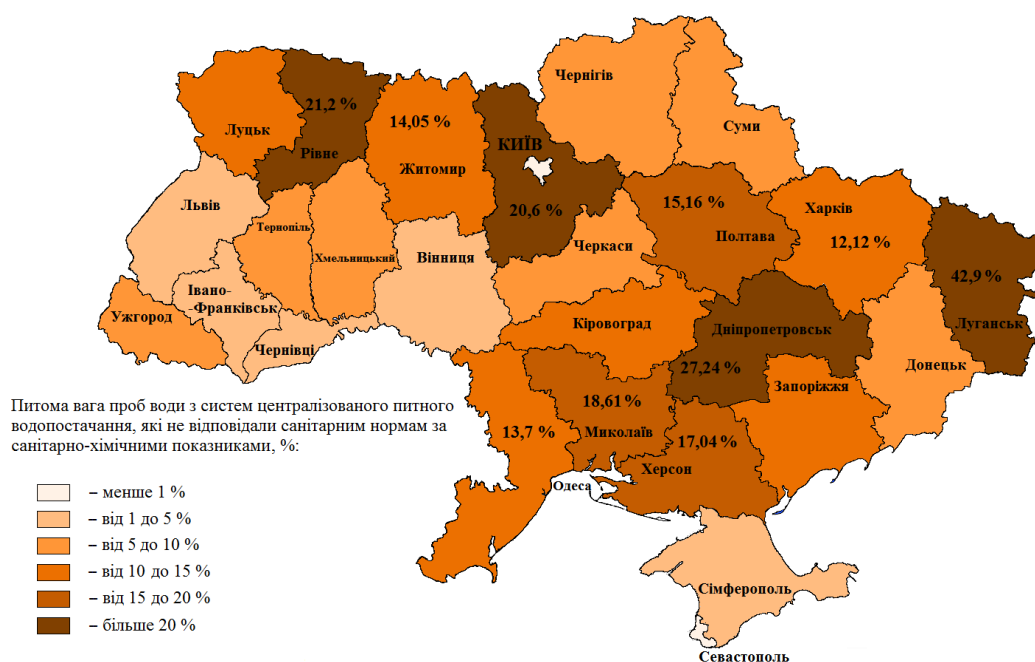


Рисунок 1.3 – Якість питної води, що подається населенню України, за показниками безпеки для здоров'я людини

Найбільша кількість нестандартних проб питної води із централізованих систем водопостачання фіксується в Луганській (42,9 %), Дніпропетровській (27,24 %), Рівненській (21,2 %), Київській (20,6 %), Миколаївській (18,61 %), Херсонській (17,04 %), Полтавській (15,16 %), Житомирській (14,05 %), Одеській (13,7 %) Харківській (12,12 %) областях, що перевищують або приблизно дорівнюють середньозваженій величині по країні – 12,35 %. У цілому ситуація щодо забезпеченості населення України питною водою корелює з якістю води у поверхневих джерелах, що спостерігається під час порівняння карт України на рисунках 1.2 і 1.3.

За даними, одержаними з офіційних сайтів діючих в Україні систем водопостачання, більшість централізованих водопровідних станцій спроектовані за традиційною технологією: первинне хлорування, коагуляція, відстоювання, фільтрування і вторинне хлорування [76, 78]. Дослідження, наведені в [71], свідчать, що застосування такої технології є малоефективним при видаленні органічних речовин із питної води, а в ряді випадків спостерігається вторинне забруднення води небезпечними для здоров'я людини хлорорганічними речовинами [11].

Ґрунтуючись на результатах проведеного нами дослідження, до основних проблем питного водопостачання необхідно віднести погіршення якості води у поверхневих джерелах водопостачання, їх незадовільний екологічний стан, використання застарілих технологій очищення на водопровідних станціях та незадовільний технічний стан і зношеність основних фондів. Також потрібно зазначити, що на даному етапі розвитку галузі водопостачання в Україні при отриманні питної води з поверхневих джерел традиційними схемами очищення не вдається знизити вміст органічних речовин до нормативних величин [71].

Беручи до уваги вищенаведені проблеми питного водопостачання, що добре висвітлені в працях [63, 64, 67, 69, 72–76], в Україні з метою забезпечення населення високоякісною питною водою ще в 2005 році прийнято Закон України «Про державну програму «Питна вода України» на 2006–2020 роки» від 3 березня 2005 року. В Законі значну увагу приділено питанням забезпечення населення питною водою нормативної якості, реформування та розвитку водопровідних станцій, а саме підвищення ефективності їх роботи та створення безпечних умов для життя і діяльності людини.



Таким чином, одними з основних напрямків підвищення екологічної безпеки у питному водопостачанні є розвиток і реконструкція систем водопостачання, вдосконалення технологій очищення води, забезпечення підприємств питного водопостачання високоефективними ресурсо- та енергозберігаючими технологіями з використанням сучасного обладнання, приладів і матеріалів. Світова практика [79] засвідчує, що, для видалення надлишкового вмісту органічних речовин на водопровідних станціях обов'язковим є використання додаткових методів очищення води: окиснення, сорбції, фізичних методів та ін.

### **1.3 Методи очищення природних вод від органічних речовин**

У питному водопостачанні на централізованих водопровідних станціях через необхідність оброблення великих об'ємів води з мінімальними затратами для видалення органічних речовин широкого використання набули методи окиснення та сорбції [13, 27, 62, 69, 70, 79–89]. Окиснення традиційно проводять сильними окисниками, такими як хлор, озон, у деяких випадках – перекис водню та ін. [13, 79, 82–92]. Недоліком окисного методу є необхідність дозування окисника у точній відповідності з рівнем і видом забруднення води, що меншою мірою стосується озону.

При сорбційному видаленні [13, 62, 79, 83, 85, 86] молекули органічних речовин адсорбуються на поверхні спеціально підготовленого сорбенту, в ролі якого великого поширення набуло активоване вугілля. Фільтри, завантажені активованим вугіллям незалежно від рівня забруднення води, є постійно діючим бар'єром. Однак серйозним недоліком цього методу є порівняно мала поглинальна здатність вугілля, що викликає необхідність його частотої заміни або регенерації.

В умовах підвищеного антропогенного забруднення водою для видалення органічних речовин природного та антропогенного походження поширений метод окисно-сорбційного оброблення води [13, 27, 65, 66, 79, 83, 86, 89]. Поєднання двох методів збільшує тривалість роботи гранульованого активованого вугілля та період між його регенераціями [93], що дозволяє уникнути недоліків, характерних

для окиснення і сорбції при їх окремому застосуванні. Однак поряд із перевагами такого методу його основним недоліком залишаються високі капітальні та експлуатаційні витрати.

Для очищення води з поверхневих джерел водопостачання України, що відповідають III класу якості, у світовій практиці найбільшого поширення набув метод окиснення [79, 88, 89, 94]. За необхідності при сезонному погіршенні якості води може бути передбачено дозування безпосередньо у воду порошкоподібного активованого вугілля у вигляді суспензії. При цьому органічні речовини адсорбуються активованим вугіллям і видаляються разом із вугіллям під час подальшого фільтрування.

Останніми роками у зв'язку з погіршенням стану джерел водопостачання значення окисників у практиці підготовки питної води істотно зросло [13, 79, 82, 92–95]. Досвід токсиколого-гігієнічного оцінювання ефективності використання окисників [79, 80, 82, 91] свідчить, що найбільш важливим є вибір типу окисника. Також важливо враховувати здатність деяких окисників до реакцій заміщення, коли продукти окиснення можуть значно відрізнитися від вихідних речовин не лише за своєю хімічною структурою та фізико-хімічними властивостями, а й за токсичністю [11].

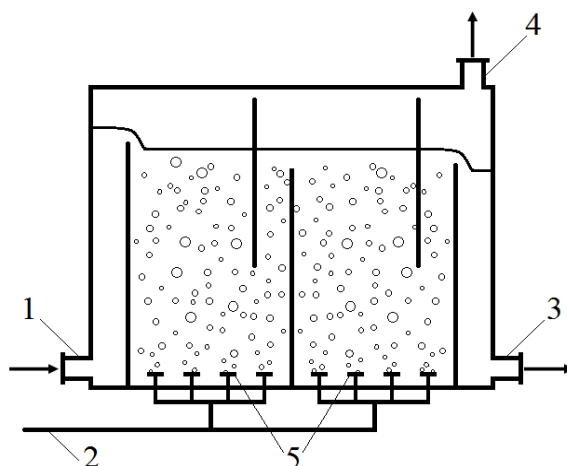
В Україні на діючих водопровідних станціях застосовують хлор або його похідні. Проте останнім часом у світовій практиці [13, 79, 83, 86, 87, 89, 94] значно зріс інтерес до озону не лише як до знезаражувального реагенту, а й як до окисника. В Україні блок озонування запроваджено лише на Дніпровській водопровідній станції АК «Київводоканалу» і використовується посезонно для видалення надлишкового вмісту марганцю з води [96].

Озон є найбільш сильним з усіх окисників, які застосовують під час очищення питної води. Однією з його переваг із точки зору екологічної безпеки є нездатність на відміну від хлору до реакцій заміщення [97]. Озон швидко розкладається [13, 79, 98], що, з одного боку, становить деякі технічні труднощі, а з іншого – створює певні переваги, оскільки навіть при його передозуванні залишкова концентрація озону не може бути високою і не потребує його

усунення. Однак вводити надлишкові дози озону під час оброблення питної води не рекомендується для попередження появи неприємного ароматичного запаху.

Як засвідчує практика, застосування озону найбільш ефективно для очищення забруднених вод із величиною ПО води 8–10, 10–15, 15–20 мг/л, при цьому дозу озону відповідно беруть 1–3, 3–5, 5–8 мг/л [99]. Залежно від якісного та кількісного складу природних вод на практиці можливі різні варіанти застосування озону в технологічній схемі підготовки питної води [13, 79, 80, 89, 94, 99].

У загальному випадку технологічний процес озонування природних вод складається безпосередньо з трьох етапів: генерації озону, взаємодії озону із забруднювачами в контактних реакторах і деструкції залишкового озону [79]. Основним етапом під час обробки природних вод є організація процесу контакту озонвмісної газової суміші з водою в реакторах різного типу. У місцях введення озону встановлюються контактні камери, в яких відбувається дозування озону у воду. У вітчизняній і світовій практиці на високопродуктивних централізованих водопровідних станціях основним типом контактних камер є газорідинний реактор барботажного типу, зображений на рисунку 1.4 [79, 84, 89, 94, 100].



1 – подача води; 2 – подача озono-повітряної газової суміші; 3 – відведення обробленої води; 4 – відведення залишкового озону; 5 – диспергувальні елементи (керамічні пластини)

Рисунок 1.4 – Схема барботажно-камери озонування

Озон подається в реактор із газовою фазою, що піддається диспергуванню для створення розвиненої поверхні контакту фаз, і у вигляді бульбашок

піднімається вгору під дією гравітаційних сил у газорідинній суміші. При підніманні озон переходить із газової фази в рідку. Абсорбований таким чином озон накопичується в рідині в розчиненому стані, одночасно вступаючи в хімічні реакції з наявними в ній органічними речовинами.

Як диспергувальні пристрої використовують пористі керамічні диски або трубки, встановлені в основі барботажних камер; вони формують бульбашки діаметром близько 3 мм, що рівномірно розподіляються по площі поперечного перерізу колони. У реакторах подібного типу рівень води становить від 4 до 7 метрів. Кількість камер визначається швидкістю хімічних реакцій і необхідним часом окиснення органічних речовин до нормативних значень [79, 95, 100].

У цілому озонування є газорідинним процесом абсорбції, що супроводжується реакціями в розчині. Частина озону не встигає абсорбуватися і виходить із реактора разом із відпрацьованою газовою сумішшю, що є одним із недоліків цього методу. Інші недоліки методу насамперед пов'язані з відносно високими капітальними та експлуатаційними витратами, спричиненими технологічною складністю і високою енергоємністю процесу [13, 79, 80, 99, 100].

З урахуванням названих недоліків у нашій країні озонування не набуло широкого використання. Однак його недоліки не можуть бути причиною його обмеження при використанні в технологічних схемах очищення. Тривалий досвід використання озону та експлуатації озонаторних установок свідчить про те, що цей метод є високоефективним, а подальше вдосконалення технології озонування виключить властиві методу недоліки.

Основними напрямками пошуку способів інтенсифікації даного методу є конструктивні поліпшення основних вузлів озонування та хімічна або каталітична активація процесу. Конструктивні вдосконалення процесу в основному спрямовані на розроблення високоефективних контактних камер, які б забезпечували повне використання озону і прискорення хімічних реакцій. Такий напрямок набув розвитку лише у сфері очищення стічних вод у зв'язку з потребою в обробленні невеликих об'ємів. У свою чергу, у сфері питного водопостачання найбільш перспективними є застосування фізичних методів

оброблення води [17], що підвищують ефективність видалення органічних речовин під час озонування. Цим методам властиві низькі капітальні та експлуатаційні витрати, вони є універсальними, і їх використання виключає необхідність внесення додаткових хімічних реагентів у воду.

#### **1.4 Способи інтенсифікації процесу окиснення органічних речовин**

Діючі в Україні централізовані водопровідні станції, спроектовані за традиційною технологією (коагуляція, хлорування, відстоювання і фільтрування), не лише не можуть забезпечити повного видалення органічних речовин, але, навпаки, в ряді випадків сприяють підвищенню концентрації небезпечних органічних речовин [11, 70]. Проблема глибокого очищення води особливо актуальна на сьогодні, коли погіршення показників здоров'я населення і зниження рівня екологічної безпеки в питному водопостачанні обумовлені погіршенням якості природних вод у джерелах водопостачання [1].

Розроблення та прийняття Закону України про Загальнодержавну програму «Питна вода України» на 2006–2020 роки від 3 березня 2005 року переводить завдання підготовки питної води на новий рівень і вимагає докорінного вдосконалення технологічних схем очищення на водопровідних станціях. Така ситуація викликає необхідність застосування нових технологій очищення. Цим обумовлене зростання інтересу до озонування води [17].

Для підвищення повноти хімічного окиснення органічних речовин озоном і зниження експлуатаційних витрат на цей час широко розробляються активовані окиснювальні процеси «Advanced oxidation processes» [13, 15, 68, 79, 80, 17, 101–108]. Їх принцип базується на створенні умов для прискорення хімічних реакцій у водних розчинах або утворення вторинного, більш сильного і менш селективного, окисника в середовищі, що містить первинний окисник. Здебільшого вторинним окисником є радикал гідроксиду. Він, як правило, реагує набагато швидше, ніж озон, що зменшує тривалість окиснення та габаритні розміри технологічних установок.

Із моменту своєї появи на ринку в 70-х рр. минулого століття установки

активованого окиснення поступово набувають застосування у сфері оброблення питної води, проте великого поширення вони так і не дістали. Це насамперед пов'язано з технологічними труднощами реалізації цих методів у промислових масштабах [79, 101, 102].

Комбінований процес окиснення озоном і перекисом водню найбільш широко використовується для видалення пестицидів у підготовці питної води, але на сьогодні його впровадження у Франції заборонене через можливість утворення супутніх побічних продуктів (бромати і продукти окиснення пестицидів) та складність ведення реагентного господарства [13, 79, 80, 102, 104, 107]. Фотохімічну активацію використовують переважно для видалення органічних речовин, наявних у невисоких концентраціях, наприклад для відновлення якості ґрунтових вод або очищення невеликих об'ємів стічних вод [13, 15, 101]. Каталітичні процеси [103] набули великого поширення під час обробки стічних вод підприємств паперової, текстильної та хімічної галузей.

Одним із перспективних напрямків очищення природних вод є спільне використання озонування та ультразвуку [105]. Ультразвукова обробка води знижує кількість необхідного для окиснення озону. Механізм взаємодії між озоном і ультразвуком, що породжує явище синергізму, досить складний та маловивчений. Передбачається, що поширення інтенсивних ультразвукових хвиль у воді викликає явище кавітації, що значно підвищує ступінь розкладання молекул озону, стимулюючи утворення вільних радикалів. Крім того, внаслідок виникнення мікротурбулентності в об'ємі розчину прискорюється перехід озону в рідку фазу [80, 105, 108].

Найбільш ефективним способом інтенсифікації озонування природних вод є фотокаталітична активація процесу [15, 79, 80, 102]; незважаючи на ряд позитивних факторів, труднощі під час її застосування пов'язані з необхідністю попереднього зменшення кольоровості води (яка часто є непрямим показником вмісту органічних речовин) і використання спеціальних фотокаталітичних реакторів. Доцільність застосування цього методу залежить від техніко-економічних показників та якості природних вод.

Для всіх вищезгаданих способів інтенсифікації озонування характерний один загальний недолік – реалізація таких способів можлива лише в реакторах обмеженого об'єму під час оброблення невеликої кількості забруднених вод. Найбільшого поширення такі способи набули в процесах очищення стічних вод. Актуальними залишаються питання пошуку та розроблення фізичних методів інтенсифікації озонування, простих у реалізації, універсальних і перспективних як за капітальними, так і за експлуатаційними витратами. До таких методів може бути віднесена магнітна обробка водних розчинів [17, 18].

#### **1.4.1 Магнітна обробка**

Згідно з працями [16, 18, 109–122] МО водних розчинів упродовж останніх років набула застосування в різних галузях народного господарства. МО найбільш ефективно використовується в опалювальних системах і системах гарячого водопостачання для попередження відкладення накипу на теплообмінних поверхнях [109–111, 114–123]. Апарати МО також дістали поширення у процесах очищення питної води та стічних вод, головним чином для інтенсифікації процесів видалення з води зважених частинок [75, 18, 19, 124–130], де використання МО перед стадією коагуляції зменшує необхідну кількість коагулянту. У процесах видалення розчинених неорганічних речовин спільне використання МО та іонообмінних фільтрів підвищує ефективність їх роботи [16, 110, 122, 131–134]. Існують розробки у сфері дезінфекції природних і стічних вод, що полягають в інактивації мікроорганізмів під дією магнітного поля [135–139]. Вагомий внесок у дослідження впливу магнітної обробки на фізико-хімічні властивості води та напрямків застосування магнітної обробки внесений В. І. Класеном.

Єдиним недоліком МО залишається невивченість природи зміни фізико-хімічних властивостей водних розчинів під впливом магнітного поля, про що свідчить велика кількість праць [16, 109–111, 115, 118, 122, 135]. У зв'язку з відсутністю загальноприйнятого механізму МО її практична реалізація здійснюється шляхом проведення попередніх досліджень, визначення оптимальних режимних і конструктивних параметрів МО в тих процесах, в яких планується її використання.

Цей недолік обмежує широке впровадження методу, однак позитивний практичний досвід його використання дозволяє стверджувати, що МО є перспективною і може набути застосування в процесах підготовки питної води [20, 140].

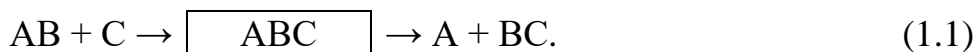
Численними дослідженнями [16, 109, 110, 125–128, 135–157] встановлено зростання швидкості більшості фізико-хімічних реакцій після МО за рахунок зменшення енергії водневих зв'язків між молекулами води та зростання структурної температури розчину. Як доказ зменшення енергії водневих зв'язків і збільшення ступенів вільності молекул води є дані інфрачервоної спектроскопії [16, 110, 154], зміни константи дисоціації води [16, 155], результати порівняння мікрофотографій структури льоду замороженої води, обробленої і не обробленої магнітним полем [16, 110, 135, 156, 157], та ін.

Підставою для вивчення інтенсифікації окиснення органічних речовин озonom із використанням МО були результати експериментів, відповідно до яких: магнітне поле збільшує швидкість окисно-відновних реакцій. Так, згідно із [16] швидкість реакцій окиснення перманганатом калію одноатомних і багатоатомних спиртів зростає від 5 до 70 %, залежно від властивостей реагуючих речовин та режимів МО (напруженості магнітного поля, температури розчину та ін.). Ці дані, як і результати, одержані під час вивчення впливу магнітного поля на кінетику іонного обміну [16, 110, 131–134]. Автори цих та багатьох інших праць [158–164] пояснюють зменшенням енергії водневих зв'язків між молекулами води і зміною гідратації розчинених речовин під впливом магнітного поля.

Сучасні уявлення про кінетику хімічних реакцій базуються на теорії перехідного стану (активованого комплексу), яка ґрунтується на тому, що хімічні реакції проходять декількома стадіями [165]. Кожна стадія розглядається як елементарний акт, в якому бере участь сукупність атомів. На початку процесу вони згруповані у вихідні частинки (молекули, іони і т. п.), а в кінці – в продукти реакції.

Незалежно від того, яким шляхом проходить хімічна реакція 1.1, система переходить із стану  $AB + C$  у проміжний стан з утворенням комплексу  $ABC$  і потім переходить у стан  $A + BC$ . Стан системи атомів  $ABC$  називається перехідним станом, або активованим комплексом.





Будь-яка реакція, що проходить у водному середовищі, проходить стадію перебудови молекул розчинника з утворенням «порожнин», в яких розміщуються реагуючі частинки, активований комплекс і продукти реакції. Згідно з принципом Франка – Кондона [166] передумовою перебігу реакції з електронним переходом є перегрупування молекул розчинника під очікуваний активований комплекс, що зазнає впливу з боку розчинника, його фізико-хімічних властивостей та природи сил міжмолекулярних взаємодій між розчинником і розчиненими речовинами. Процес перебудови молекул розчинника та утворення «порожнин» залежать від динамічних властивостей розчину, а його передумовою є зміна сумарних сил взаємодії між молекулами розчинника [165–168].

Окиснення органічних речовин відбувається за механізмом окисно-відновних реакцій із перенесенням електронів від однієї речовини до іншої [97, 169]. У водопідготовці окиснення органічних речовин озоном проходить за механізмом реакції, де перенесення електронів здійснюється за участі атомів кисню [97]. Його перехід ускладнений наявністю молекул води, і його перенесенню передує порушення гідратних оболонок або першочергова перебудова гідратних оболонок із подальшим переходом атома кисню за участі молекул води.

Фізико-хімічні властивості води та водних розчинів обумовлені наявністю водневих зв'язків [166–171], їх природою, особливістю будови ізомерів молекул води [172] та особливостями коливань молекул [173, 174]. Останні визначають швидкість перебудови молекул під очікуваний активований комплекс і значною мірою впливають на кінетику хімічних реакцій. Послаблення сил взаємодії молекул води між собою і з розчиненими речовинами через порушення водневих зв'язків або зниження їх енергії полегшує перебудову гідратних оболонок під очікуваний активований комплекс і збільшує швидкість та повноту проходження окисно-відновних реакцій [166, 167]. Прикладом зміни кінетики хімічних реакцій у водних розчинах є її зростання із підвищенням температури.

Прискорення хімічних реакцій у водних розчинах після МО пов'язане зі

зменшенням сумарних сил взаємодії молекул води, а саме енергії водневих зв'язків, що підтверджено багатьма дослідженнями [16, 110, 122, 135, 148, 152, 154, 156, 157, 162]. Найявні дані свідчать про появу змін структури та фізико-хімічних властивостей води, зумовлених водневим зв'язком (густина, в'язкості, поверхневого натягу), змін у гідратації розчинених речовин, а також змін швидкості проходження реакцій. При цьому природа такого впливу МО залишається недостатньо вивченою і потребує подальших досліджень.

Таким чином, застосування МО в процесах очищення питної води та очікуване зменшення енергії водневих зв'язків між молекулами води і зростання швидкостей реакцій окиснення органічних речовин будуть ефективними в процесах видалення органічних речовин із питної води і дозволять підвищити ефективність озонування. Простота МО, низькі капітальні витрати, невеликі експлуатаційні затрати або їх повна відсутність у результаті застосування пристроїв на основі постійних магнітів і її безреагентність та універсальність роблять цей метод одним із перспективних напрямків дослідження у сфері розроблення екологічно безпечних технологій інтенсифікації процесів окиснення органічних речовин [20, 140]. Сумісне його використання з озонуванням дозволить підвищити ефективність останнього і зробити його більш економічно привабливим для модернізації існуючих систем питного водопостачання з метою забезпечення належного рівня екологічної безпеки для здоров'я населення.

Аналогів у вітчизняній та світовій практиці за запропонованою технологією очищення питної води не існує, що підтверджується отриманим нами патентом на корисну модель [21, 22], та обумовлює актуальність цього дослідження.

#### **1.4.2 Апаратне оформлення процесу магнітної обробки**

Представлені на ринку апарати магнітної обробки природних та промислових вод відрізняються великою різноманітністю, вибір яких залежить від сфери застосування, фізико-хімічних властивостей розчинів, що підлягають обробці, та ін. [175]. Авторами [176] зроблено спробу дати класифікацію сучасних апаратів МО за рядом ознак:

1) способом створення магнітного поля – апарати на базі постійних магнітів або електромагнітів;

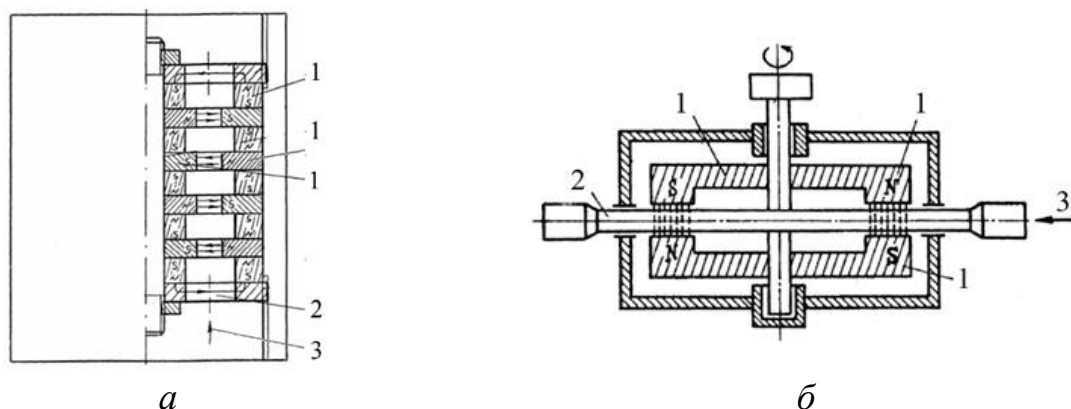
2) геометричною формою магнітних осердь та постійних магнітів – циліндри, підковоподібні, кільцеві, секторні, блоки-паралелепіеди;

3) способом впливу магнітного поля на потік рідини – постійне поле за напрямком і напруженістю, знакозмінні, пульсуючі, обертальні, перехресні, магнітне поле із змінним градієнтом;

4) призначенням – боротьба з накипоутворенням, видалення заліза, зміна корозійної активності рідини, активація рідини, попередження смоло-парафінових відкладень, вплив на емульсії.

Літературний [16, 109, 110, 121, 122] та патентний огляд апаратів МО засвідчив, що необхідно розширити класифікацію за такими ознаками:

5) конструктивним оформленням магнітної системи – з нерухомими (рис. 1.5 а) або рухомими магнітами (рис. 1.5 б);

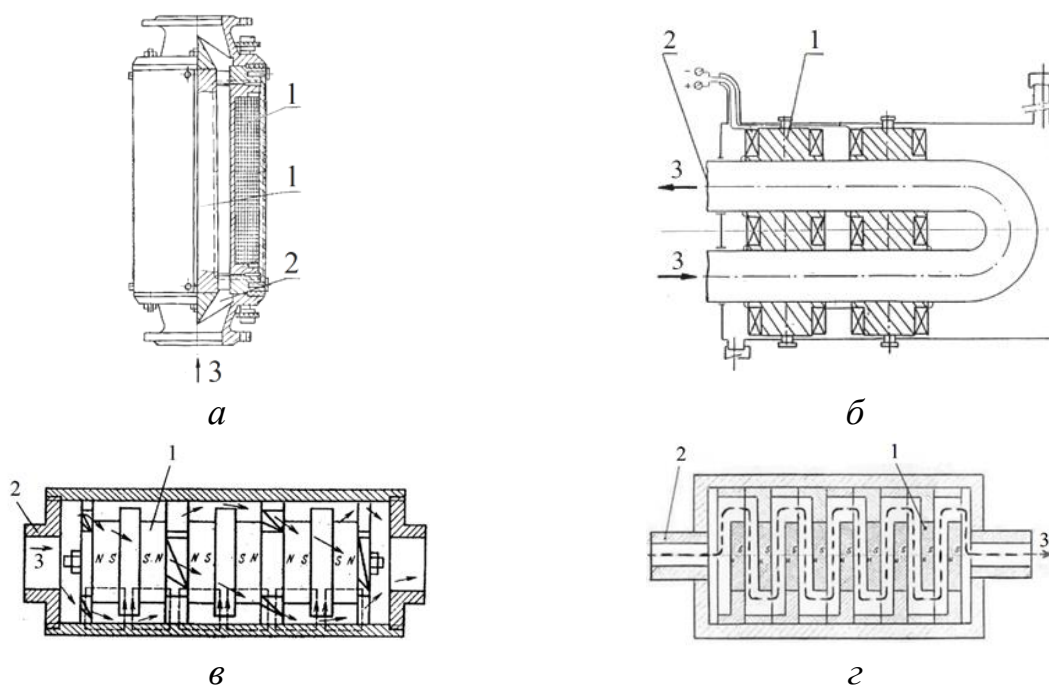


а – патент UA 41692; б – патент SU 1537647; 1 – магніти (джерело магнітного поля);

2 – труба (зазор) для проходження розчину; 3 – напрямок руху водного розчину

Рисунок 1.5 – Зразки апаратів МО за конструктивним оформленням магнітної системи

б) рухом водою у магнітному полі – горизонтальний (рис. 1.6 а), вертикальний (рис. 1.6 б), спіральний (рис. 1.6 в) та комбінований (рис. 1.6 г);



а – паспорт на пристрій АМО–25 (100, 200, 600) УХЛ; б – патент UA 35820; в – патент SU 1096233; г – патент UA 50623; 1 – магніти (джерело магнітного поля); 2 – труба (зазор) для проходження розчину; 3 – напрямок руху водного розчину  
Рисунок 1.6 – Зразки апаратів МО за рухом води у магнітному полі

7) місцем впровадження – стаціонарні (рис. 1.7 а) та пересувні (рис. 1.7 б);

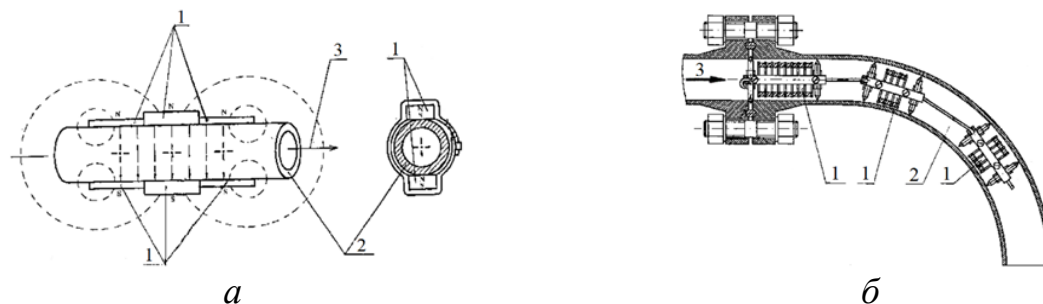


а – патент UA 41691; б – патент JP 2005254155; 1 – магніти (джерело магнітного поля); 2 – труба (зазор) для проходження розчину; 3 – напрямок руху водного розчину

Рисунок 1.7 – Зразки апаратів МО за місцем впровадження

8) кратністю проходження води у магнітному полі – однократне (рис. 1.6 а) та багатократне (рис. 1.6 б);

9) місцем розташування магнітної системи (магнітів, джерела магнітного поля) – зовнішнє (рис. 1.8 а), внутрішнє (рис. 1.8 б);



а – патент RU 2 136 379; б – патент RU 2 132 823; 1 – магніти (джерело магнітного поля); 2 – труба (зазор) для проходження розчину; 3 – напрямок руху водного розчину

Рисунок 1.8 – Зразки апаратів МО за місцем розташування магнітної системи

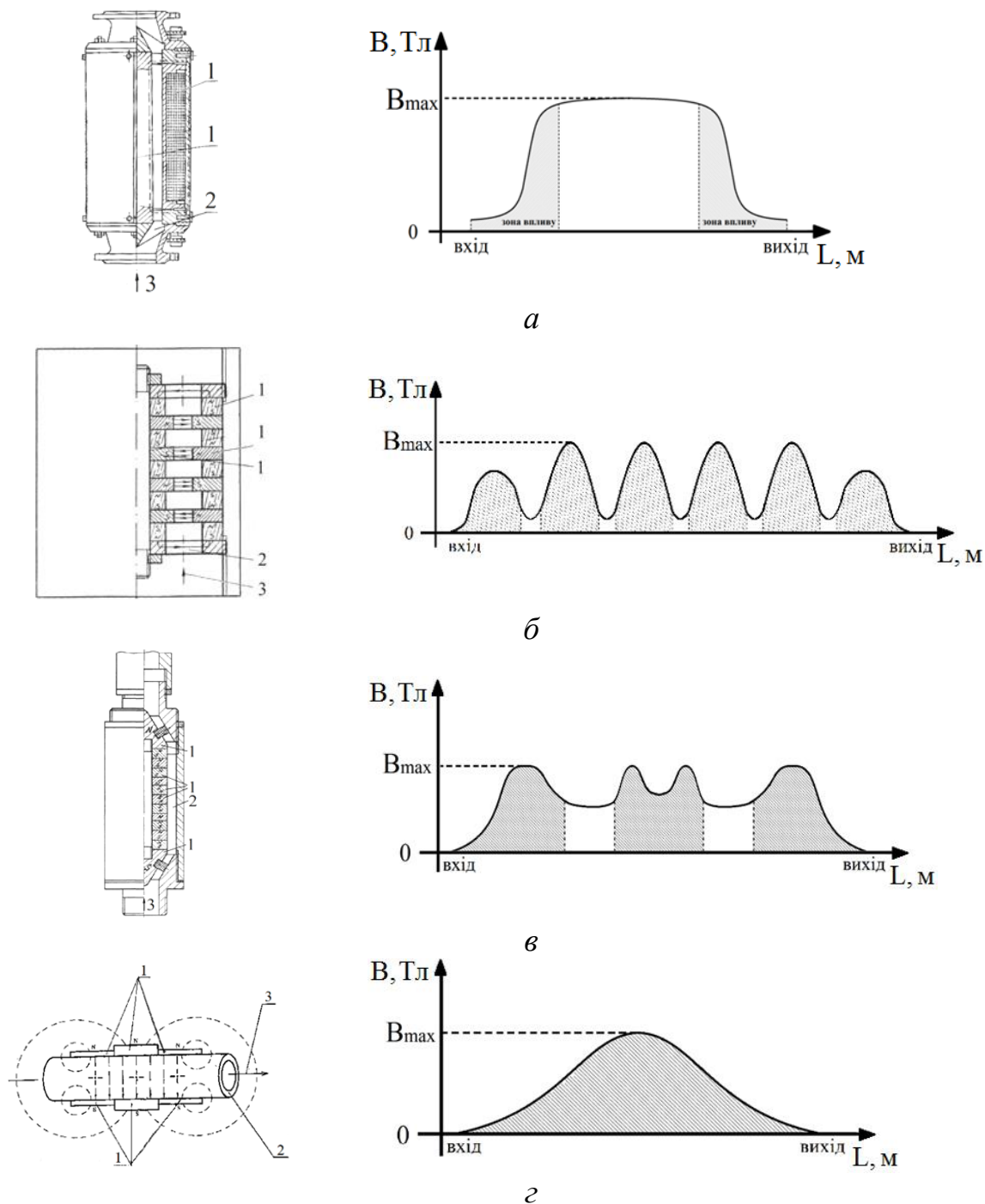
10) принципом дії – періодичні (лабораторні, експериментальні зразки) та безперервні (промислові зразки).

Аналіз даних [109, 110, 121, 122, 175, 176] засвідчив, що загальноприйнятим є поділ апаратів МО за джерелом магнітного поля. Вибір джерела, як правило, обумовлений особливостями технологічного процесу та його енергоємністю. Перевагами апаратів на базі електромагнітів є можливість регулювання параметрів магнітного поля та відсутність накопичення феромагнітних оксидів заліза в трубі для проходження розчину. Недоліками є енергоємність та матеріаломісткість через використання спеціальних марок сталі для виготовлення магнітопроводів.

Особливістю апаратів МО, в яких магнітне поле створюється постійними магнітами, є залежність від величини максимальної намагніченості магнітів, типу сплаву та розмагнічування магнітів із часом. Останнє меншою мірою відноситься до магнітів, виготовлених із сплаву неодим-залізо-бор (Nd-Fe-B), які останнім часом набули великого поширення. Апарати на базі постійних магнітів не потребують джерела живлення, простіші в обслуговуванні, однак не дозволяють регулювати параметри магнітного поля в робочому зазорі апарата.

Аналіз конструкцій апаратів, поданих на рис. 1.5–1.8, засвідчив, що одними з основних конструктивних характеристик є геометрія магнітного поля та

неоднорідність розподілу магнітної індукції  $B$  уздовж труби для проходження розчину. Розглянемо найбільш типові конструкції (рис. 1.9).



а – паспорт на пристрій АМО–25(100, 200, 600)УХЛ; б – патент UA 41692; в – патент UA 41691; г – патент RU 2 136 379; 1 – магніти (джерело магнітного поля); 2 – труба (зазор) для проходження розчину; 3 – напрямок руху водного розчину  
Рисунок 1.9 – Геометрія магнітних полів у апаратах магнітної обробки води (заштриховані зони – зони впливу)

Геометрія магнітного поля в апаратах МО (рис. 1.9) залежить від характеристики магнітів та способів їх розміщення на різних ділянках апарата, вздовж траєкторії руху води, а саме:

- 1) розміщення магнітів однойменними або різнойменними полюсами один до одного;
- 2) послідовного розміщення магнітів із різною намагніченістю;
- 3) розміщення сусідніх магнітів на певній відстані один від одного;
- 4) форми полюсів магнітів та ін.

Під час аналізу геометрії магнітного поля важливо брати до уваги, що вплив магнітного поля на воду відбувається на ділянках апарата МО, де магнітна індукція змінюється від  $B_{min}$  до  $B_{max}$ , а її лінії обов'язково спрямовані перпендикулярно до руху розчину. На рисунку 1.9 такі ділянки зображені у вигляді заштрихованих зон, що відображають ділянки апарата, де лінії магнітної індукції перпендикулярні до потоку води, а перепад індукції  $\Delta B \neq 0$  Тл. Подібний графічний аналіз також дає можливість визначати ефективні ділянки апаратів та загальну тривалість впливу магнітного поля на воду на відміну від загальної тривалості перебування води в апараті МО.

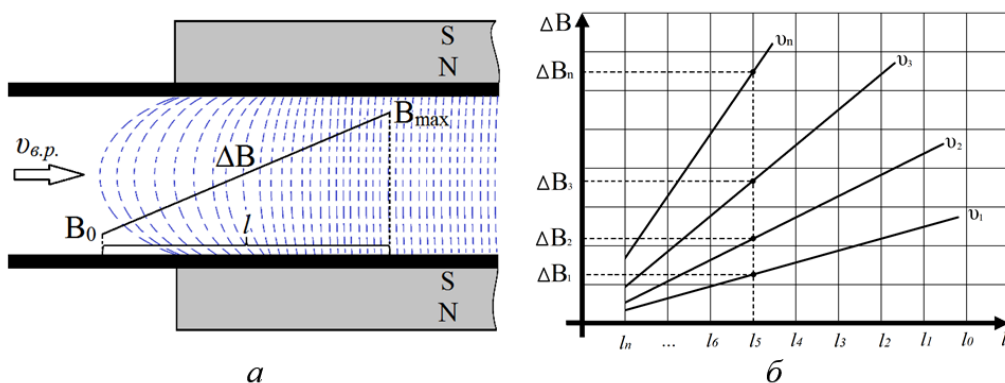
Окрім геометрії магнітного поля, згідно із [16, 109, 110, 122] на ефективність обробки впливають такі параметри:

- мінеральний та дисперсний склад води;
- фізичні властивості води;
- тривалість магнітної обробки;
- швидкість проходження водного розчину в магнітному полі;
- величина індукції (напруженості) магнітного поля;
- перепад індукції  $\Delta B$  (або напруженості  $\Delta H$ ) магнітного поля.

Тривала експлуатація апаратів МО [16, 110, 122, 125] показала, що:

- 1) рух води у магнітному полі є необхідним, а швидкість руху води в магнітному полі чинить вплив на ефективність МО;
- 2) під час обробки води магнітним полем, не змінним у часі або просторі, ефекту МО не спостерігається.

Таким чином, визначальними параметрами, що найбільшою мірою впливають на ефективність МО, є зміна магнітної індукції та швидкість руху водного розчину в магнітному полі. Так, аналіз типових конструкцій, поданих на рисунку 1.9, засвідчив, що обов'язковою умовою МО є рух розчину в магнітному полі, де магнітна індукція змінюється від  $B_{min}$  ( $B = 0$ ) до  $B_{max}$  уздовж труби для проходження водного розчину. Подані конструктивні рішення (рис. 1.9) є типовими для більшості зразків, що відрізняються між собою за типом і формою використовуваних магнітів, повнотою використання магнітного поля, сферою застосування, умовами використання, конструктивними особливостями, але принцип їх роботи подібний (рис. 1.10).



а – елементарна ділянка апарата МО; б – величина зміни магнітної індукції  $\Delta B$  залежно від швидкості руху водного розчину в неоднорідному магнітному полі;  $l$  – довжина ділянки апарата МО, де магнітна індукція змінюється від  $B_0$  до  $B_{max}$ ;  $B_0, B_{max}$  – відповідно мінімальна і максимальна величини магнітної індукції

Рисунок 1.10 – Зв'язок зміни магнітної індукції  $\Delta B$  із швидкістю руху водного розчину  $v_{в.р}$  на елементарній ділянці апарата МО

Принцип роботи полягає у наступному: водний розчин рухається зі швидкістю  $v_{в.р}$  у магнітному полі на ділянці труби довжиною  $l$ . За умови якщо швидкість водного розчину  $v_{в.р}$  дорівнює нулю, то, який би не створювався перепад індукції  $B$  на ділянці  $l$ , для кожної одиниці об'єму розчину індукція магнітного поля буде сталою. Оскільки рух води є обов'язковим, а швидкість  $v_{в.р}$  прямо пропорційно впливає на величину  $\Delta B$  (рис. 1.10 б), зміна швидкості  $v_{в.р}$  приводить до зміни перепаду  $\Delta B$ , із цього випливає, що максимальна величина індукції магнітного поля



$B_{max}$  не так важлива, як величина  $\Delta B$ , що збігається з висновками у роботі [16], де ефект від МО спостерігається за низьких величин індукції.

Таким чином, швидкість водного розчину та величина магнітної індукції між собою тісно взаємозв'язані, і їх зв'язок повинен враховуватися під час проектування апаратів МО та виборі оптимальних робочих режимів. З огляду на сучасні розробки апаратів МО можна зазначити, що одним із загальних недоліків є неповне врахування параметрів МО та дослідження параметрів, що визначають ефективність МО, окремо один від одного, без аналізу їх взаємозв'язку між собою. Одночасне врахування таких визначальних параметрів МО, як швидкість водного розчину та величина магнітної індукції, потребує подальшого вивчення та є перспективним напрямком наукових досліджень.

### **Мета і завдання дослідження**

Проведений аналіз літературних і статистичних даних щодо якості води у поверхневих джерелах питного водопостачання України засвідчив, що стан поверхневих водойм не відповідає чинному санітарному законодавству на джерела питного водопостачання, а перевищення норм вмісту забруднювальних речовин постійно фіксується за показниками вмісту у воді органічних речовин.

Аналітичні дані щодо якості питної води в Україні довели низьку ефективність роботи діючих систем водопостачання, які подають питну воду населенню, що не відповідає встановленим показникам безпеки та якості питної води, особливо за показниками вмісту органічних речовин. Застарілі технологічні схеми діючих водопровідних станцій не в змозі забезпечити очищення природних вод до показників безпеки для здоров'я людини, а в ряді випадків призводять до погіршення деяких показників. Проблема погіршується відсутністю ефективних технологій очищення води від органічних речовин і зношенням морально застарілого обладнання.

Проведений літературно-патентний огляд дозволяє зробити висновок, що одним із перспективних методів видалення органічних речовин є озонування із застосуванням фізичних методів, а саме МО.

Метою дисертаційної роботи є вирішення науково-практичної проблеми, підвищення рівня екологічної безпеки питного водопостачання і попередження загрози для здоров'я та життя людини, що виникає під час функціонування техногенних і природних систем, шляхом удосконалення станцій очищення питної води із застосуванням апаратів МО.

Для досягнення зазначеної мети поставлено та вирішено такі завдання:

- оцінити екологічний стан поверхневих джерел питного водопостачання за показниками вмісту органічних речовин;
- проаналізувати якість води у джерелах водопостачання як чинника формування екологічної небезпеки;
- провести аналіз технологічних схем діючих в Україні централізованих водопровідних станцій та оцінити ефективність їх роботи з позицій екологічної безпеки;
- провести вибір найбільш ефективного методу для видалення органічних речовин із питної води з урахуванням екологічного стану поверхневих водойм України;
- дослідити фізичну природу МО та вплив конструктивних і режимних параметрів МО на ефективність подальшого озонування;
- розробити математичну модель процесу МО;
- розробити методологічний підхід до оцінки показників екологічної безпеки питної води;
- провести оцінку екологічного ефекту від використання МО в системах питного водопостачання, базуючись на показниках екологічної безпеки питної води;
- запропонувати рекомендації з експлуатації апаратів МО спільно з озонуванням на централізованих водопровідних станціях;
- розробити методику інженерного розрахунку апарата МО води.

## РОЗДІЛ 2

### ОБ'ЄКТ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

У питному водопостачанні джерелами екологічної небезпеки є низька якість води у поверхневих джерелах, особливо надлишковий вміст органічних речовин, та низька ефективність роботи систем питного водопостачання, не розрахованих на підвищений рівень забруднення води органічними речовинами. Актуальним залишається питання пошуку способів інтенсифікації традиційних методів видалення такого типу забруднень. Тому в роботі з метою дослідження ефективності використання апаратів МО для інтенсифікації очищення природних вод озонуванням проведені планування експерименту та вибір факторів, що визначають ефективність МО.

#### 2.1 Об'єкт і предмет дослідження

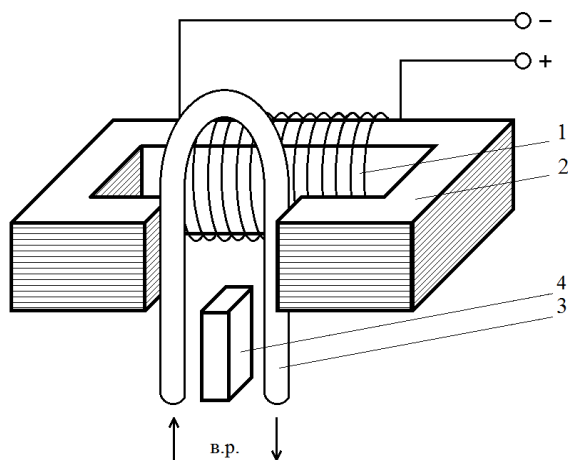
Об'єктом дослідження є екологічна небезпека, що формується низькою ефективністю роботи водопровідних станцій під час очищення питної води від органічних речовин. Останні представлені в основному домішками природного походження, склад яких залежить від гідрохімічного й температурного режимів водойм, інтенсивності надходження ззовні біогенних елементів та ін. Такі речовини постійно трансформуються під впливом фізико-хімічних процесів, тому у практиці водопідготовки вміст органічних речовин прийнято оцінювати за інтегральними показниками [9, 24, 46]. Оскільки вміст і вид органічних речовин у поверхневих водах є динамічними, то використання безпосередньо природних вод у дослідженнях з інтенсифікації процесів окиснення органічних речовин є незручним. На ефективність окиснення також впливають природа органічних речовин [13, 99] та їх реакційна здатність до окиснення, тому для вивчення спрямованого впливу різних факторів на швидкість окиснення органічних речовин озоном використовували розчини щавлевої кислоти [104]. Ця органічна

кислота має реакційну здатність до окиснення, аналогічну для більшості органічних речовин, що містяться у природних водах. За робочі розчини в експериментах використовували розчини щавлевої кислоти  $H_2C_2O_4$  з концентрацією, що дорівнює  $0,1 \text{ кг/м}^3$ , і кислотньо-лужною реакцією  $pH$  7.

З метою зменшення рівня екологічної небезпеки систем питного водопостачання та зниження ризиків погіршення здоров'я людини, обумовлених органічним забрудненням поверхневих джерел питного водопостачання та низькою ефективністю роботи водопровідних станцій предметом дослідження є метод інтенсифікації окиснення органічних речовин в питній воді під час озонування за рахунок використання попередньої МО води. Для проведення експериментальних досліджень розроблено експериментальний стенд, що складався із лабораторного зразка апарата МО та лабораторного зразка барботажного реактора для проведення процесу озонування.

## 2.2 Опис експериментальної установки

Усі дослідження з вивчення впливу магнітного поля на швидкість окиснення щавлевої кислоти проводили з використанням апарата МО трансформаторного типу. Він являє собою ярмо з електротехнічної сталі з котушкою, на яку подається постійний струм. Схема апарата наведена на рисунку 2.1.



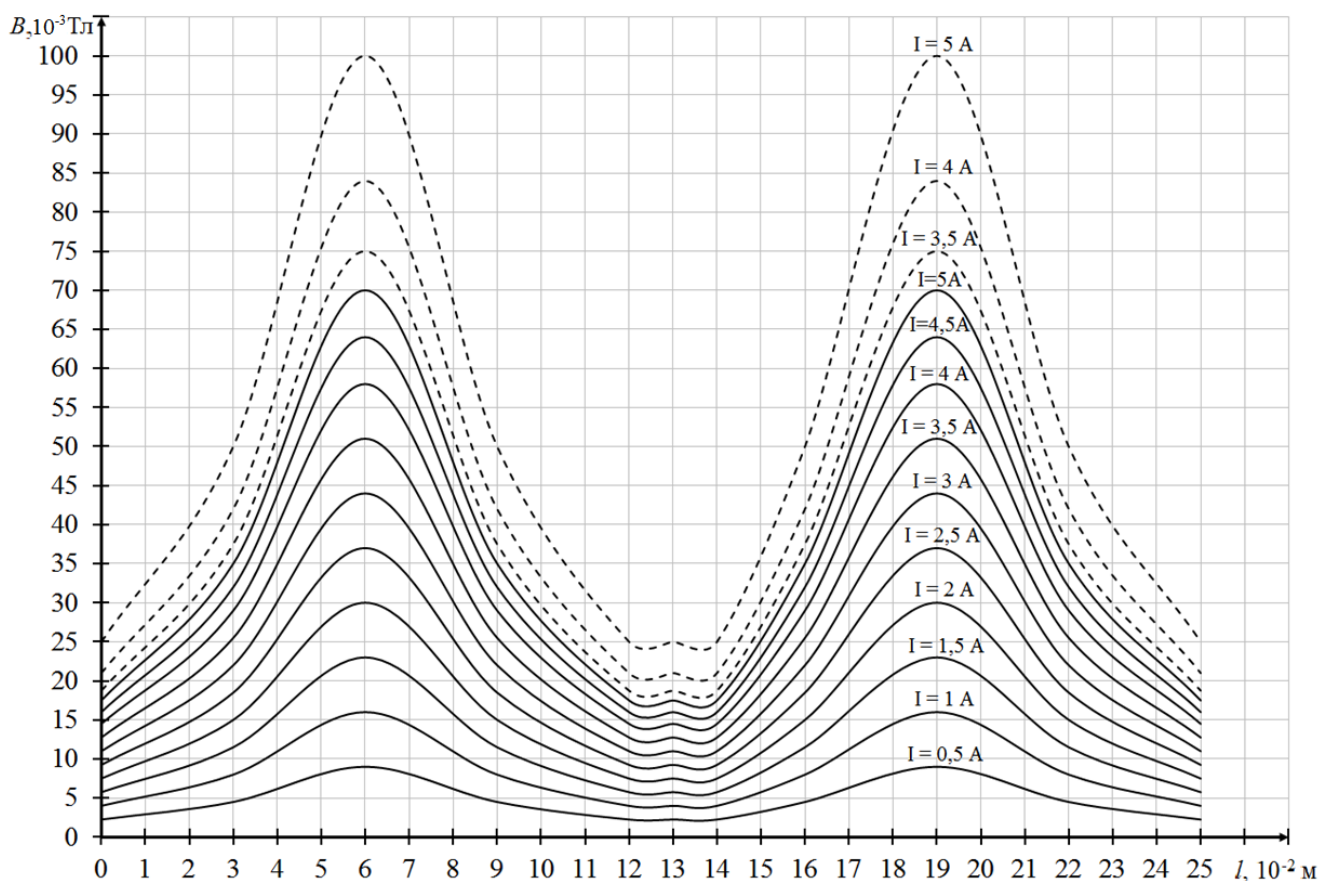
1 – котушка; 2 – осердя з електротехнічної сталі; 3 – трубка для проходження водного розчину; 4 – феромагнітна вставка

Рисунок 2.1 – Схема лабораторного апарата МО

Апарат складається з котушки 1, розміщеної на підковоподібному осерді 2, виконаному з електротехнічної сталі, таким чином, що полюси магніту спрямовані один до одного. Розмір робочого зазору апарата, в який вставлена трубка 3 для проходження водного розчину, становить 0,06 м. Сама трубка виконана з діамагнітного матеріалу – скла.

Принцип роботи апарата полягає у створенні постійного магнітного поля під час проходження постійного струму по обмотці котушки 1. Постійний струм подається на котушку 1 від випрямляча ВСА-5А-К, при силі струму 0,5 А максимальна індукція магнітного поля в середині зазору між полюсами становила  $9 \cdot 10^{-3}$  Тл. Можливість регулювання величини постійного струму, що подається на котушку 1, у межах від 0,5 до 5 А дозволила змінювати індукцію магнітного поля від  $9 \cdot 10^{-3}$  до  $70 \cdot 10^{-3}$  Тл. Згідно з працями [16, 109, 110] цей діапазон індукції є достатнім для вивчення процесу МО. Збільшення величини магнітної індукції до  $100 \cdot 10^{-3}$  Тл проводили з використанням феромагнітної вставки 4, яку вносили в середину зазору між полюсами магніту. Величину магнітної індукції в робочому зазорі вимірювали тесламетром EM 4305.

Основним фактором, що впливає на ефективність роботи апаратів МО, є неоднорідність магнітного поля під час проходження водного розчину в зазорі між полюсами магнітів. У розробленому апараті (рис. 2.1) неоднорідність поля забезпечувалася просторовою зміною індукції магнітного поля, що зображена на рис. 2.2 у вигляді графіка залежності максимального значення магнітної індукції  $B$  (Тл) від довжини труби  $l$  (м), по якій рухається розчин. Виходячи з конструкції апарата та принципу його роботи, величини індукції встановлювали регулюванням сили постійного струму, що подавався на котушку, а при незмінній довжині апарата МО збільшення сили струму призводило до зростання неоднорідності магнітного поля. Використання представленого типу лабораторного апарата МО дозволило в широкому діапазоні регулювати параметри обробки та повною мірою дослідити вплив магнітного поля на ефективність подальшого окиснення органічних речовин озоном.



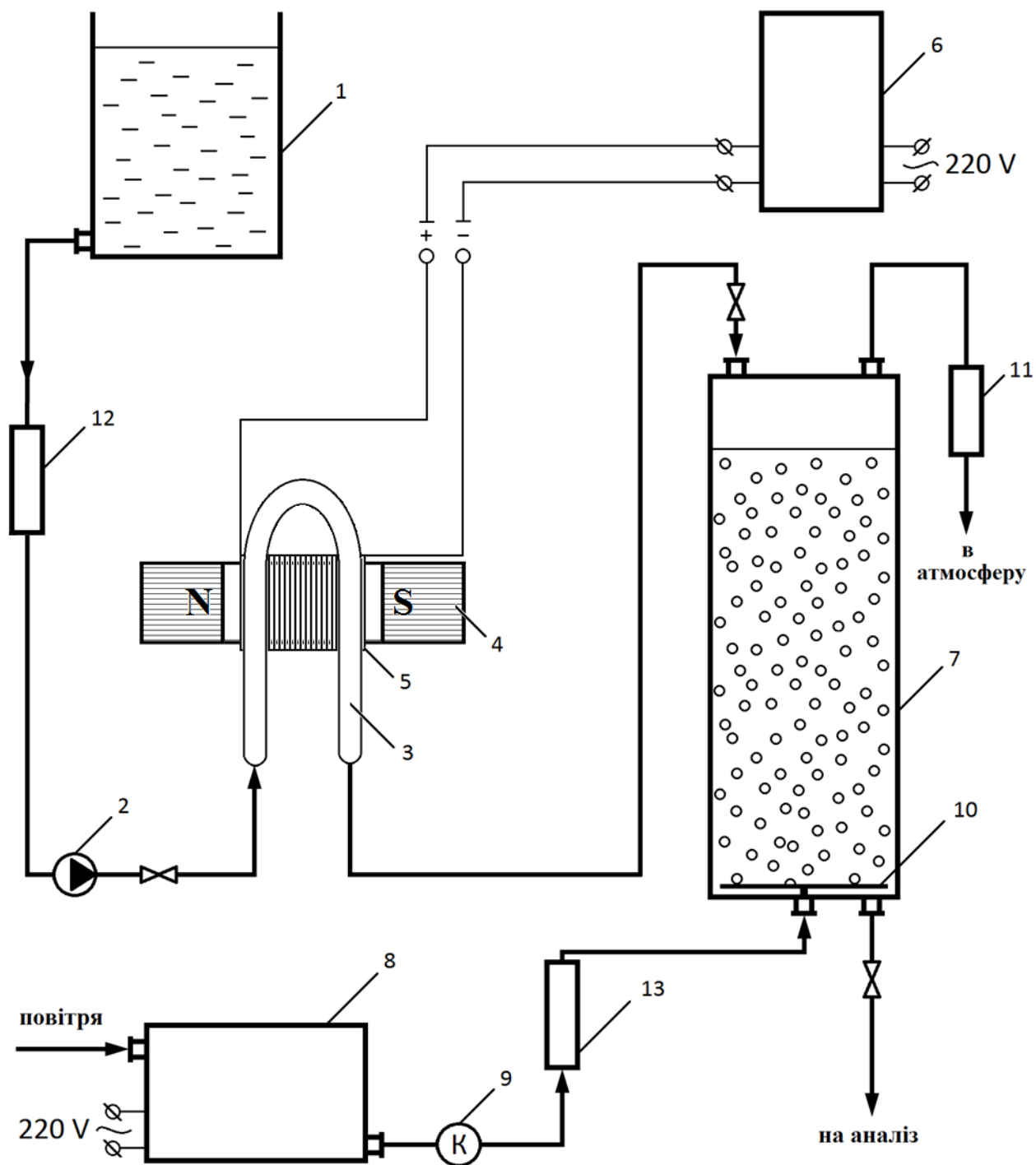
суцільна лінія – без використання феромагнітної вставки в зазорі між полюсами;

пунктирна лінія – між полюсами внесена феромагнітна вставка

Рисунок 2.2 – Графік залежності зміни величини магнітної індукції  $B$  у зазорі лабораторного апарата вздовж трубки для проходження водного розчину

Дослідження з визначення оптимальних параметрів і режимів МО для інтенсифікації подальшого окиснення органічних речовин озоном проводили на лабораторній установці, поданій на рисунку 2.3. Лабораторна установка працювала в дві послідовні стадії: магнітна обробка розчину щавлевої кислоти в апараті МО та окиснення щавлевої кислоти озоном у барботажному реакторі.

На першій стадії робочий розчин із заданою початковою концентрацією щавлевої кислоти і певним рівнем  $pH$  з ємності 1 насосом 2 подавали в трубку 3. Трубка 3 розміщена в зазорі осердя з електротехнічної сталі 4, на який намотана котушка 5. Перед умиканням насоса 2 на котушку 5 подавали постійний струм від випрямляча 6. Оброблений у магнітному полі розчин із трубки 3 надходив у барботажний реактор 7.



1 – ємність із робочим розчином; 2 – насос; 3 – труба для проходження розчину в зазорі між полюсами магніту; 4 – осердя з електротехнічної сталі; 5 – котушка; 6 – випрямляч ВСА-5А-К; 7 – барботажний реактор; 8 – озонатор «Шторм-911»; 9 – повітряний компресор; 10 – диспергувальний елемент; 11 – колонка з активованим вугіллям; 12 – водний ротаметр РМ-0,63Ж УЗ; 13 – газовий ротаметр РМ-0, 63Г УЗ

Рисунок 2.3 – Схема лабораторної установки для вивчення процесу МО водних розчинів

На другій стадії після заповнення реактора 7 з озонатора 8 компресором 9 озono-повітряна суміш через диспергувальну насадку 10 подавалася в реактор 7. Відпрацьована озono-повітряна суміш, що пройшла об'єм розчину, через відвідний патрубок надходила в колонку 11, потім повітряна суміш, очищена від озону, надходила в атмосферу.

Подачу водного розчину на МО і в барботажний реактор 7 здійснювали за допомогою роторного насоса 2. Регулювання подачі води та швидкості протікання розчину проводили за допомогою вентиля. Розчин рухався по трубці 3 знизу вгору, щоб уникнути неконтрольованих пульсацій у водному потоці. Контроль над витратою водного розчину та його швидкістю здійснювали за допомогою водного ротаметра 12. Контроль за витратою озono-повітряної суміші проводили за допомогою газового ротаметра 13.

### **2.3 Методика проведення дослідження**

Експериментальне дослідження безпосередньо передбачало два етапи: перший етап полягав у пошуку оптимального режиму МО водних розчинів, який на другому етапі досліджень дозволяв підвищити ефективність окиснення щавлевої кислоти озonom.

У дослідженні були поставлені такі завдання: визначення механізму впливу МО на повноту проходження реакцій окиснення органічних речовин озonom і побудова експериментальної моделі процесу очищення природних вод. Розроблена модель дозволить дати практичні рекомендації щодо основних технологічних режимів і параметрів роботи апаратів МО в процесах очищення природних вод.

Експериментальні дослідження як МО водних розчинів, так і окиснення органічних речовин озonom проводили в такій послідовності: відбір та обґрунтування факторів, що визначають ефективність роботи апаратів МО, відбір оптимальних параметрів проведення озонування, здійснення серії експериментів, оброблення та аналіз одержаних даних.



Грунтуючись на результатах літературно-патентного аналізу [16, 22, 109, 121, 122, 175, 176], встановлено основні фактори, що впливають на ефективність МО в процесах очищення природних вод:

- максимальна величина індукції магнітного поля на осі апарата МО, Тл;
- тривалість обробки, с;
- перепад магнітної індукції вздовж труби для проходження розчину, Тл;
- температура оброблюваного розчину, К;
- величина кислотно-лужної реакції водного розчину, *pH*.

Для вивчення кінетики окиснення щавлевої кислоти озоном і визначення ефективних режимів МО початкову концентрацію щавлевої кислоти встановлювали 0,1 кг/м<sup>3</sup>. Розчини готували розчиненням точної наважки щавлевої кислоти (фіксалялу) у дистильованій воді з подальшим розведенням отриманого розчину до необхідної концентрації щавлевої кислоти, величину кислотно-лужної реакції контролювали рН-метром – рН-261.

Експерименти проводили за однаковою схемою організації процесу однократного проходження оброблюваного розчину в зазорі магнітного апарата (рис. 2.3). Щоб уникнути додаткових неконтрольованих пульсацій водного потоку і утворення повітряних бульбашок у потоці, водний розчин подавали по трубці знизу вгору.

Перед умиканням насоса 2 на котушку 5 подавали напругу від джерела постійного струму (випрямляча) 6. Зміну опору електричного кола проводили реостатом, вбудованим у випрямляч 6. Коригування заздалегідь розрахованого необхідного значення струму проводили за допомогою амперметра, також вбудованого у випрямляч 6. Після МО розчин надходив до реактора 7 через патрубків у верхній частині.

Барботаажний реактор 7 являє собою колону об'ємом  $1 \cdot 10^{-3}$  м<sup>3</sup>, захищену від проникнення світла всередину. Захист від світла здійснювали з метою зменшення появи неконтрольованих фотокаталітичних реакцій за участі озону та ультрафіолетового спектра денного світла. Матеріалом для реактора було використано скло як інертний матеріал щодо озону.

У заповнений реактор 7 озono-повітряну суміш подавали через диспергувальний елемент 10, розміщений в основі реактора. Елемент виконаний у вигляді пористої керамічної пластини, що дозволило подавати озono-повітряну суміш в об'єм розчину у вигляді дрібнодисперсних бульбашок аналогічно тому, як озон дозують у воду на станціях очищення питної води. Об'єм газу, пропущений через розчин, вимірювали за допомогою газового ротаметра 13.

Озono-повітряну суміш отримували за допомогою озонатора «Шторм-911», конструктивно виконаного у вигляді малогабаритного приладу, що містить основні вузли й елементи: металевий корпус, скляний озонуючий елемент, високовольтний трансформатор, вентилятор, плату керування та захисту. Він працює за принципом утворення озону з кисню повітря при впливі бар'єрного електричного розряду. Забір повітря здійснюється вентилятором через решітку на тильному боці, а вихід озono-повітряної суміші від озонуючого елемента – через решітку на передній стінці озонатора.

Після проходження озono-повітряної суміші через об'єм розчину в реакторі 7 озон, що не прореагував, відводили через верхній патрубок реактора 7 і спрямовували в колонку 11, заповнену активованим вугіллям для адсорбції залишкового озону. Очищену від озону повітряну суміш відводили в атмосферу.

У процесі окиснення щавлевої кислоти озonom у реакторі 7 через встановлені проміжки часу відбирали пробу розчину для подальшого аналізу. Об'єм проби відбирали достатньою кількістю для проведення вимірювань залишкової концентрації оксалат-іонів у водному розчині щавлевої кислоти. Тривалість кожного експерименту становила 1 200 с, що дозволило проаналізувати кінетику окиснення щавлевої кислоти озonom під впливом контрольованих в експерименті факторів. Після відбору необхідної кількості проб обробленого розчину змінювали технологічні режими і параметри МО відповідно до розробленого плану проведення експериментальних досліджень. У результаті експериментів одержана інформація щодо повноти окиснення щавлевої кислоти озonom, ефективних режимів МО, приросту повноти окиснення щавлевої кислоти після МО розчину і впливу досліджуваних факторів на ефективність МО.

Обчислювали концентрацію оксалат-іонів згідно з методикою визначення масової частки щавлевої кислоти за ГОСТом 22180-76 «Реактиви. Кислота щавлева. Технічні умови». Методика базується на титруванні щавлевої кислоти перманганатом калію в кислому середовищі за температури розчину 333–353 К. Розрахунок концентрації щавлевої кислоти в розчині проводили за формулою

$$c(H_2C_2O_4) = \frac{v(KMnO_4) \cdot c(KMnO_4)}{v(H_2C_2O_4)}, \quad (2.1)$$

де  $c(H_2C_2O_4)$  – концентрація щавлевої кислоти у розчині, кг/м<sup>3</sup>;

$v(H_2C_2O_4)$  – об'єм проби, взятої на аналіз, м<sup>3</sup>;

$c(KMnO_4)$  – концентрація розчину перманганату калію, кг/м<sup>3</sup>;

$v(KMnO_4)$  – об'єм розчину перманганату калію, витраченого на титрування проби, м<sup>3</sup>.

За результат вимірювань брали середнє арифметичне значення результатів трьох паралельних аналізів, відмінність між якими становила не більше 0,3 %. Абсолютна сумарна похибка результату становила  $\pm 0,5$  % за довірчої ймовірності  $P = 0,95$ .

За ефективність окиснення озоном щавлевої кислоти брали співвідношення між початковою та кінцевою концентраціями щавлевої кислоти за формулою 2.2, вираженою відношенням різниці початкової та кінцевої концентрацій щавлевої кислоти до її початкової концентрації:

$$E = \frac{c_{поч} - c_i}{c_{поч}} \cdot 100, \quad (2.2)$$

де  $E$  – ефективність окиснення щавлевої кислоти, %;

$c_i$  – кінцева (після озонування) концентрація оксалат-іонів у водному розчині, кг/м<sup>3</sup>;

$c_{поч}$  – початкова (до озонування) концентрація оксалат-іонів у водному розчині, кг/м<sup>3</sup>.

У свою чергу, ефективність МО визначали як відносний приріст ефективності окиснення щавлевої кислоти у відсотках щодо звичайних умов окиснення:

$$E_{m.o} = \frac{E' - E}{E} \cdot 100, \quad (2.3)$$

де  $E_{m.o}$  – ефективність магнітної обробки, %;

$E$  – ефективність окиснення щавлевої кислоти озоном без попередньої МО, %;

$E'$  – ефективність окиснення щавлевої кислоти озоном після попередньої МО водного розчину, %.

#### **2.4 Оцінювання впливу похибок на результати експериментальних досліджень**

Одержання результатів під час проведення експериментальних досліджень завжди супроводжується похибками, що впливають на істинне значення результатів, які зменшують їх точність. Похибки знижують достовірність даних, необхідних для розроблення режимних характеристик досліджуваного методу, що в кінцевому підсумку, може призвести до зниження ефективності методу в цілому. У зв'язку з цим велике значення мають заходи з визначення причин виникнення похибок, що впливають на точність результатів, та усунення цих причин [177].

Насамперед важлива сама природа похибок, що виникають під час досліджень. Першим видом похибок, які могли виникнути під час проведення експерименту, є систематичні похибки. Вони обумовлені факторами, що діють однаково при повторенні одних і тих самих вимірювань. Похибки подібного роду відхиляють одержане значення від істинного значення в один і той самий бік. Природа таких похибок може бути різною, здебільшого вони виникають за несправності приладів і недосконалістю методик вимірювання. У наших

дослідженнях для усунення подібного роду похибок використовували стандартні методики приготування та хімічного аналізу розчинів, а також проводили ряд додаткових вимірювань, що дозволило встановити наявність таких похибок та їх причину.

Серед відомих і допустимих похибок, наявних у дослідженнях, є приладові похибки. Їх природа обумовлена недосконалістю та обмеженістю виготовлення, градування вимірювальних приладів і технічних пристроїв в умовах експерименту. За значення приладової похибки брали гранично допустиму для кожного приладу похибку, зазначену в паспортних даних приладів. Для зведення таких похибок до мінімуму були використані прилади, що мали високий клас точності та були повірені (таблиця 2.1).

Таблиця 2.1 – Точність вимірювання окремих показників і параметрів

Показник/параметр	Вимірювальний прилад	Клас точності приладу	Межі допустимих похибок
Магнітна індукція	Тесламетр ЕМ4305	2,5	$\pm 2,5$
Сила постійного струму	Амперметр	2,5	$\pm 2,5$
Витрата озono-повітряної суміші	Ротамерт РМ-0,63Г УЗ	2,5	$\pm 2,5$
Витрата води	Ротамерт РМ-0,63Ж УЗ	2,5	$\pm 2,5$
Об'єм титранту ( $\text{KMnO}_4$ )	Бюретка 1-2-25-0,1	2,0	$\pm 0,1$

Серед похибок, завжди наявних в усіх дослідженнях, найбільш поширеними і складно контрольованими є випадкові похибки. Вони передусім характеризуються непередбачуваністю навіть при багаторазових вимірюваннях в однакових умовах. Випадкові похибки обумовлені великою кількістю неконтрольованих факторів, дія яких по-різному відбивається на результатах однакових вимірювань. Вимірювання однієї й тієї самої величини декілька разів в однакових умовах дає ряд різних значень цієї величини, що відрізняються від істинного значення випадковим чином як у більший, так і в менший бік.

У наших експериментах випадкові похибки могли бути викликані такими причинами, як неконтрольовані зміни зовнішніх впливів – температури, вологості, тиску, флуктуації в електричному ланцюгу та ін., які практично неможливо

врахувати. Вплив випадкових похибок був зменшений проведенням повторних вимірювань і статистичним обробленням одержаних даних. Для зменшення впливу випадкових похибок, що мали місце в наших експериментах, проводили серію кількох вимірювань для одержання середнього арифметичного значення результатів вимірювання  $\langle x \rangle$ , яке розраховували за виразом 2.4. Саме це значення брали як найкращу оцінку істинного значення, або найбільш ймовірне значення [177].

$$\langle x \rangle = \frac{x_1 + x_2 + \dots + x_n}{n} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i, \quad (2.4)$$

де  $\langle x \rangle$  – середнє значення;

$x_i$  – значення одного вимірювання;

$n$  – кількість вимірювань.

З виразу 2.4 бачимо, що чим більше число вимірювань  $n$ , тим ближче середнє арифметичне значення до істинного. Відповідно до теорії ймовірності [166] чим більше проведено вимірювань, тим одержане середнє значення ближче до істинного. Але в дійсності одержання нескінченного ряду результатів вимірювань неможливе. Тому на практиці ми мали справу з деякою вибіркою з цього нескінченного ряду значень результатів вимірювань.

Для визначення необхідної кількості вимірів, достатньої для одержання більш точного значення вимірювань, ми виходили з умови, що результатів вимірювання повинно бути стільки, скільки вистачило б для одержання середнього значення, яке не відрізнялося б від істинного менше ніж точність окремого вимірювання. Однак на практиці нам не було відоме справжнє значення, і, одержавши середнє значення за результатами серії дослідів, ми визначали ймовірність того, що істинне значення знаходиться всередині заданого інтервалу похибки, або довірчий інтервал, в який із заданою надійністю потрапить справжнє значення.

На практиці для усередненої характеристики інтервалу серії вимірювань, в який потрапляє істинне значення, використовується стандартне відхилення середнього значення  $s_{сер}$ :

$$s_{cep} = \sqrt{\frac{\sum(\Delta x)^2}{n(n-1)}}, \quad (2.5)$$

де  $\Delta x$  – часткові відхилення окремих вимірювань, що визначаються за виразом

$$\Delta x_i = x_i - \langle x \rangle \quad (2.6)$$

Зрозуміло, що кожне окреме значення  $x_i$  впливає на середній результат. Але цей вплив тим менший, чим більша кількість проведених вимірювань  $n$ .

Стандартне відхилення середнього значення показує, що середнє значення даної вибірки відрізняється від істинного в середньому на  $\pm s$ . Для визначення ймовірності того, що істинне значення потрапляє в інтервал  $[-s; +s]$ , розраховується довірчий інтервал, в який істинне значення потрапляє із задалегідь обраною ймовірністю (надійність результату)  $P$ .

Для отримання довірчого інтервалу  $DI$  необхідно помножити вже знайдене стандартне відхилення середнього значення на відповідний коефіцієнт Стьюдента:

$$DI = s_{cep} \cdot t_{n,P}, \quad (2.7)$$

де  $t_{n,P}$  – коефіцієнт Стьюдента при обраній довірчій ймовірності  $P$ .

Аналіз характеру зміни коефіцієнта Стьюдента при зміні кількості вимірювань  $n$  і зміні вимог до надійності результату  $P$  [177] показує, що чим більша вимога до надійності результату  $P$ , тим більший коефіцієнт Стьюдента і довірчий інтервал. У свою чергу, при збільшенні кількості вимірювань  $n$  зменшуються коефіцієнт Стьюдента та довірчий інтервал  $DI$  для даного рівня надійності  $P$ . Особливо значне падіння відмічається при переході від двох вимірювань ( $n = 2$ ) до трьох ( $n = 3$ ) [177]. Звідси було зроблено висновок, що кількість необхідних паралельних дослідів повинна бути не менше трьох і в кожному досліді повинно бути не менше трьох вимірювань.

Остаточно для вимірюваної величини  $x$  існує вираз

$$x = \langle x \rangle \pm s_{cep} \cdot t_{n,P}, \quad (2.8)$$

Визначений таким чином довірчий інтервал є абсолютною похибкою і не свідчить про точність вимірювань. Ця похибка свідчить про точність вимірювань лише порівняно з вимірюваною величиною. Використовуючи абсолютну похибку, можна розрахувати відносну, яка вже наочно характеризує точність проведених дослідів та вимірювань:

$$\varepsilon_{відн} = \frac{\Delta I}{\langle x \rangle} \cdot 100\%. \quad (2.9)$$

Таким чином, максимальна відносна похибка проведених у роботі вимірювань та обробка отриманих даних становила 5 % при довірчій ймовірності  $P = 0,95$  (95 %), що є допустимим для проведення подібних досліджень.

## Висновки до розділу 2

1. Розроблено лабораторний стенд для вивчення режимних та конструктивних параметрів МО, що впливають на ефективність подальшого окиснення органічних речовин озоном.

2. Проведено вибір та обґрунтування факторів, що впливають на ефективність МО.

3. Описані методи досліджень режимних та конструктивних параметрів роботи лабораторного апарату МО.

4. Описана методика оцінювання ефективності МО.

5. Наведена методика обробки результатів експериментальних досліджень з врахуванням можливих похибок вимірювань.



### РОЗДІЛ 3

## ФІЗИЧНА МОДЕЛЬ ВПЛИВУ МАГНІТНОЇ ОБРОБКИ НА ФІЗИКО-ХІМІЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ

Основними факторами, що впливають на кінетику та повноту окиснення органічних речовин озonom у водних розчинах, є процеси гідратації та перенесення електронів між реагуючими частинками. Перенесенню електронів передуює перегрупування молекул води в гідратних оболонках навколо реагуючих частинок. Швидкість цього процесу залежить від фізико-хімічних властивостей водних розчинів, а їх зміна дозволяє керувати кінетикою окиснювальних реакцій.

### 3.1 Вплив магнітної обробки на кінетику хімічних реакцій

У роботі проведено серію досліджень із вивчення впливу МО на ефективність подальшого окиснення щавлевої кислоти озonom за різних величин магнітної індукції. Усі досліди проводилися на лабораторній установці, наведеній у другому розділі і роботі [17]. Досліди проводилися із використанням розчинів щавлевої кислоти із початковою концентрацією  $c(C_2H_2O_4) - 0,1 \text{ кг/м}^3$ , величина кислотно-лужної реакції розчину знаходилася в межах  $pH$  7, температура розчину підтримувалася такою, що дорівнює  $(293 \pm 0,2) \text{ К}$ . Швидкість руху водного розчину  $u_{в,р}$ , у магнітному полі підтримувалася на рівні  $0,5 \text{ м/с}$ , тривалість МО становила  $\tau = 0,5 \text{ с}$ .

Подальше озонування розчинів щавлевої кислоти, що пройшли МО, проводилося в однакових умовах із постійною витратою озono-повітряної суміші  $1,67 \cdot 10^{-6} \text{ м}^3/\text{с}$  із концентрацією озону  $c(O_3) = 0,16 \text{ кг/м}^3$ . Тривалість озонування вибрана аналогічно до [104] і становила  $3 \text{ 600 с}$ . Результати проведених дослідів наведені в таблиці 3.1 та на рисунку 3.1 у вигляді графічної залежності ефективності розкладання щавлевої кислоти від тривалості окиснення.

Контрольний дослід з окиснення щавлевої кислоти проводився в аналогічних умовах із пропусканням розчину через апарат МО без вмикання магнітного поля.

Таблиця 3.1 – Ефективність окиснення щавлевої кислоти, %

Індукція магнітного поля $B$ , Тл	Тривалість окиснення озonom, с					
	600	1 200	1 800	2 400	3 000	3 600
0	33,00	55,50	72,00	82,00	87,00	91,00
0,01	33,10	56,00	72,50	82,00	87,09	91,00
0,02	35,00	58,00	74,00	82,50	87,00	90,08
0,04	37,00	61,90	76,00	83,50	88,00	91,50
0,05	37,50	64,10	77,08	84,11	87,00	91,00
0,07	39,06	66,00	79,00	85,00	89,00	91,60
0,09	39,00	66,40	79,60	85,00	89,02	91,50

Експериментальні дані, наведені в табл. 3.1, свідчать про те, що використання попередньої МО дозволяє підвищити ефективність окиснення щавлевої кислоти озonom, однак зростання величини магнітної індукції при незмінних конструктивних параметрах МО не приводить до монотонного зростання ефективності окиснення.

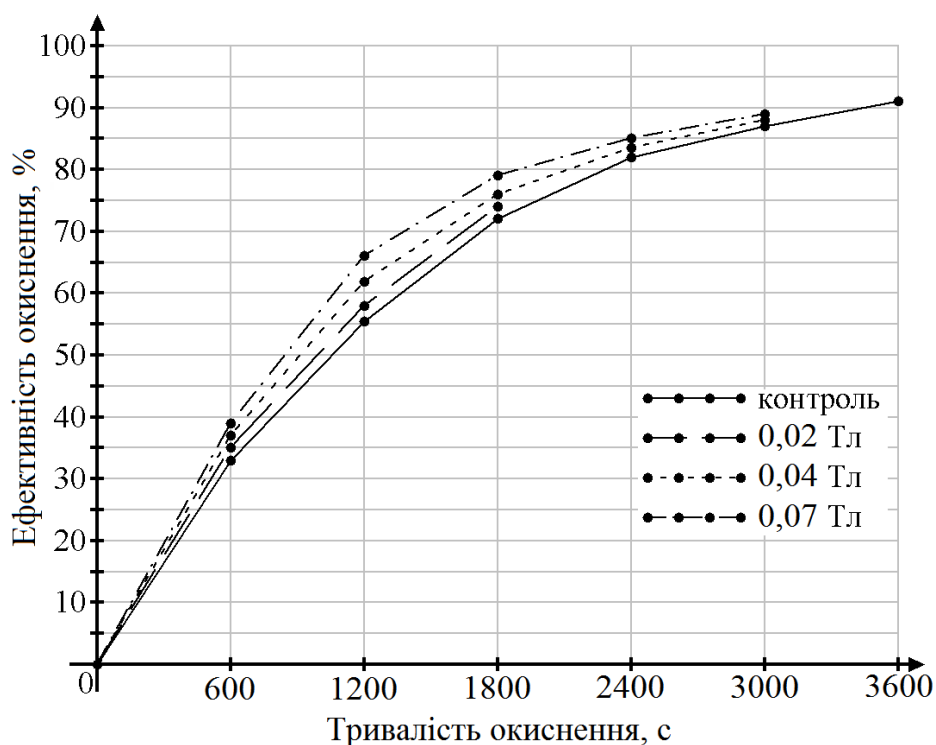
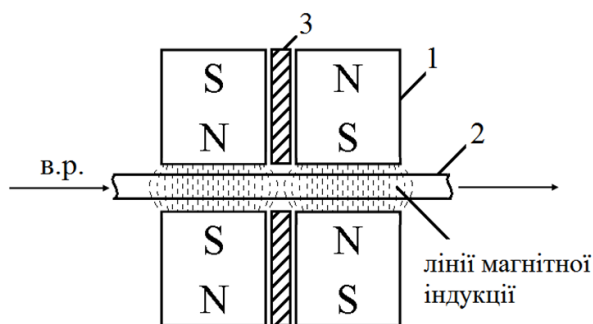


Рисунок 3.1 – Ефективність окиснення щавлевої кислоти залежно від тривалості окиснення при різних величинах магнітної індукції

Аналіз кривих, залежності ефективності окиснення щавлевої кислоти з врахуванням тривалості озонування на рисунку 3.1 показав, що ефект МО після початку окиснення поступово знижується і через 3 600 с зникає, подальше окиснення відбувається як і у звичайних умовах. Характер кривих пояснюється законом діючих мас у кінетичній формі, де швидкість хімічної реакції пропорційна добутку концентрацій реагентів і залежить від числа їх зіткнень в одиниці об'єму. Через зниження концентрації щавлевої кислоти наприкінці реакції ймовірність зіткнення молекул озону та іонів щавлевої кислоти знижується. В кінці окиснення ця ймовірність залежить лише від швидкості надходження молекул озону в розчин, а тому через 3 000 с після початку озонування внесок МО у приріст хімічної реакції стає незначним.

Для пояснення одержаних результатів необхідно уточнити, що передумовою зміни швидкості хімічних реакцій є зміна структури водних розчинів, обумовлена наявністю водневих зв'язків, а, зважаючи на величини магнітної індукції при МО, зовнішньої енергії, що надходить у водний розчин від магнітного поля, недостатньо для безпосереднього розриву або послаблення водневих зв'язків. Проведений літературно-патентний аналіз, наведений у першому розділі, показав, що основним параметром МО, який більшою мірою, ніж величина магнітної індукції, визначає ефективність МО, є неоднорідність магнітного поля, що узгоджується із висновками у працях [16, 109, 110]. Зміни викликані впливом неоднорідного магнітного поля на структуру води пов'язані зі зміною співвідношення двох видів ізомерів молекул води, що відрізняються між собою за фізичною та хімічною активністю. При впливі МО на фізико-хімічні властивості водних розчинів важливе значення мають будова молекул води, характер їх взаємодії між собою та наявність незгасаючих лібраційних коливань молекул води у водних розчинах при температурі вище 273 К.

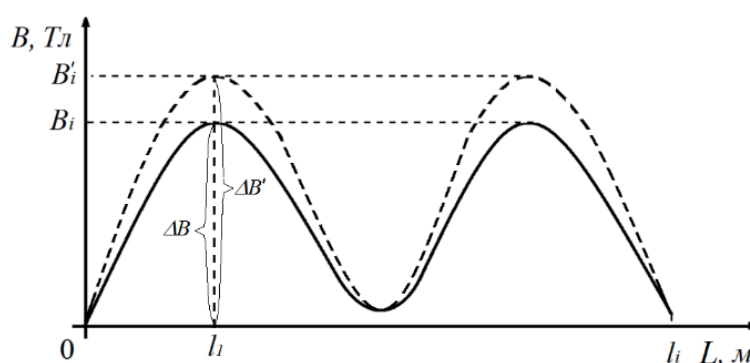
Для дослідження фізичної природи таких змін, ґрунтуючись на загальних принципах проектування апаратів МО, визначених у першому розділі, скористаємось елементарним актом цього процесу – проходження водного розчину в зазорі між різнойменними полюсами магнітів (рис. 3.2) [22].



1 – постійний магніт; 2 – труба для проходження розчину; 3 – металевий екран між магнітами

Рисунок 3.2 – Елементарна ділянка апарата МО водних розчинів

Раніше було встановлено, що незалежно від типу апарата МО принцип їх дії базується на тому, що вода рухається перпендикулярно до силових ліній магнітного поля, нерівномірно розподіленого у трубі, виконаній із діамагнітного матеріалу. Аналіз елементарної ділянки апарата МО, зображеної на рисунку 3.2, свідчить, що для одиниці об'єму розчину перепад магнітної індукції, а відповідно і неоднорідність магнітного поля забезпечуються рухом водного розчину в магнітному полі з магнітною індукцією, що змінюється від 0 до  $B_i$  вздовж труби для проходження водного розчину, рис. 3.3. При незмінній довжині ділянки труби  $l_i$  зміна неоднорідності магнітного поля забезпечується підбором величини магнітної індукції від  $B_i$  до  $B'_i$ .



$B$  – індукція магнітного поля;  $B_i$  – величина магнітної індукції в трубі для проходження водного розчину;  $B'_i$  – зміна магнітної індукції;  $\Delta B_i$  – перепад магнітної індукції;  $\Delta B'_i$  – зміна перепаду магнітної індукції;  $l_i$  – ділянка апарата МО, на якій відбувається перепад магнітної індукції;  $L$  – довжина апарата МО

Рисунок 3.3 – Графік зміни магнітної індукції вздовж труби для проходження водного розчину

Неоднорідність магнітного поля також залежить від ряду додаткових факторів: способу розміщення магнітів, використання феромагнітних вставок, форми труби для руху розчину та ін. Тому на практиці важливо враховувати геометрію магнітного поля, довжину ділянки труби з перепадом магнітної індукції, швидкість руху розчину й тривалість його перебування на ділянці з неоднорідним магнітним полем.

### **3.2 Розробка фізичної моделі процесу магнітної обробки води**

На основі встановлених закономірностей, табл. 3.1, сформована фізична модель, що підтверджує фізико-хімічні основи впливу МО на структуру води та швидкість перебігу окисно-відновних реакцій. Фізична модель базується на таких положеннях:

1. Передумовою зміни швидкості хімічних реакцій є зміна структури водних розчинів, обумовлена наявністю водневих зв'язків. Зважаючи на величини індукції при МО, зовнішньої енергії, що надходить у водний розчин від магнітного поля, недостатньо для безпосереднього розриву або послаблення водневих зв'язків. Визначальним параметром МО, який більшою мірою, ніж величина індукції, визначає ефективність МО, є неоднорідність магнітного поля.

2. Молекули води постійно здійснюють лібраційні коливання, в результаті яких протони водню, що знаходяться на лінії водневого зв'язку, обертаються по еліпсоподібним траєкторіям (ЕПТ) [173, 174].

3. У воді одночасно наявні два види ізомерів молекул води [172]. Ортоізмери молекул води, в яких спіни протонів водню однієї молекули спрямовані в одному напрямку, утворюють по два водневі зв'язки та є більш рухливими й хімічно активними на відміну від параізомерів. У останніх спіни протонів водню спрямовані в протилежних напрямках, а самі ізомери утворюють по 4 водневі зв'язки.

4. У водних розчинах нормальне співвідношення двох ізомерів порушується і зміщується в бік параізомерів більш ніж у 2 рази [172]. Водний розчин є нерівноважною системою, і будь-які зовнішні впливи, як, наприклад, підвищення

температури, викликають перехід параізомерів в ортоізомери та появу змін фізико-хімічних властивостей водних розчинів. Пара-орто конверсія молекул можлива за рахунок безвипромінювального квантового переходу при зіткненні молекул води за умови рівності кінетичної енергії і обертового кванта орто-пара спінових ізомерів молекул води.

Для опису природи впливу МО на фізико-хімічні властивості водного розчину розглянемо його як нерівноважну динамічну систему, що складається з двох типів спін-ізомерів молекул води, які відрізняються за хімічною активністю, обумовленою їх квантовими відмінностями, а саме спільною орієнтацією ядерних спінів протонів водню однієї молекули. Для ортоізомерів магнітні поля двох протонів збігаються за напрямком уздовж осі молекули, що призводить до підсумовування магнітних моментів та створення загального магнітного поля молекули і появи її обертання навколо власної осі. Параізомери не обертаються через те, що магнітні поля протонів водню протилежно спрямовані та компенсують одне одного. Беручи до уваги квантові відмінності ізомерів та наявність обертань в одних молекул та їх відсутність в інших, фізико-хімічні властивості та структура водного розчину, а також швидкість хімічних реакцій залежать від їх співвідношення, яке за звичайних умов зміщене в бік параізомерів.

Беручи до уваги висновки з праць [178, 179], порушення рівноважного орто/пара співвідношення можна пояснити існуванням неоднорідності густини води, що проявляється наявністю у воді льодоподібних та щільноупакованих структур. Перший вид структур має правильну тетраедричну координацію сусідніх молекул і утворюється із параізомерів води, оскільки вони не обертаються і їм простіше утворювати по 4 водневі зв'язки. На відміну від льодоподібних структур, де між молекулами води є пустоти, у щільноупакованих структурах молекули води з порушеними водневими зв'язками розміщуються більш щільно одна до одної і з'єднані між собою більш сильними водневими зв'язками.

Щільноупаковані структури будуються з ортоізомерів молекул води, які утворюють один донорний та один акцепторний водневі зв'язки. Утворення лише двох водневих зв'язків пов'язано із обертанням ортоізомерів, яке

призводить до створення електропозитивної області з боку розміщення атомів водню та електронегативної області з боку розміщення атома кисню. Самі структури мають вигляд розгалужених ланцюгів, в яких через наявність обертань та постійних зіткнень із сусідніми молекулами при тепловому русі рухливість ортоізомерів молекул води набагато більша, ніж параізомерів із правильним тетраедричним оточенням, а тривалість існування водневих зв'язків є істотно меншою, що узгоджується із висновками у працях [178, 179].

Оскільки вода є нерівноважною системою, через порушення нормального орто/пара співвідношення, будь-які зовнішні впливи, як, наприклад, підвищення температури або вплив фізичних полів (ультразвук, вібрація, магнітне поле), викликають появу конверсії ізомерів води та зміщення орто/пара співвідношення в бік рівноважного. Передумовою появи пара-орто конверсії є порушення водневих зв'язків у льодоподібних структурах, де в першу чергу руйнуються найбільш слабкі водневі зв'язки. Їх руйнування приводить до «вивільнення» параізомерів, які за рахунок безвипромінювального квантового переходу при зіткненні з іншими молекулами води переходять в ортоізомери. Останні є більш активними в хімічному та фізичному відношеннях та легше перебудовуються в гідратних оболонках під очікуваний активований комплекс.

На основі теоретичного дослідження встановлено, що стійкість льодоподібних структур обумовлена наявністю лібраційних коливань молекул води та синхронізацією таких коливань між сусідніми молекулами [173]. Лібраційні коливання молекул є причиною вигину водневих зв'язків та призводять до появи обертання протона водню по ЕПТ навколо лінії водневого зв'язку. Обертання протона водню навколо лінії водневого зв'язку призводить до появи мікроструму на ЕПТ, радіус якої також обертається навколо лінії водневого зв'язку [173]. У свою чергу, рух позитивно зарядженого протона водню по ЕПТ викликає появу магнітного та механічного моментів подібно до орбітального руху електрона в атомі.

Магнітні поля, утворені обертанням протонів водню однієї молекули, можуть як збігатися за напрямком, так і бути протилежно спрямованими. У випадку

однакової спрямованості обертань протонів магнітні поля складаються і утворюють спільне магнітне поле молекули. Для випадку протилежно спрямованих обертань протонів однієї молекули напрямки магнітних полів протилежно спрямовані і компенсують один одного. Аналізуючи вище зазначене, можна зробити висновок, що саме наявність лібраційних коливань молекул води є причиною появи квантових відмінностей в ізомерах молекул води, оскільки однаково спрямовані магнітні поля протонів однієї молекули викликає її обертання аналогічно до ортоізомерів та сприяє утворенню одного донорного та одного акцепторного водневих зв'язків уздовж осі молекули, що узгоджується з висновками у працях [172, 178].

Для випадку протилежно спрямованих обертань протонів водню лібраційні коливання не призводять до появи обертання молекули, що характерно для параізомерів молекул води. Молекулам води із такими коливаннями енергетично більш вигідно утворювати по чотири водневі зв'язки та формувати льодоподібні структури. Стійкість таких структур та порушення рівноважного орто/пара співвідношення обумовлено синхронізацією лібраційних коливань параізомерів у льодоподібних структурах та перерозподілу отримуваної зовні енергії від зіткнень під час теплового руху.

Порушення синхронності лібраційних коливань параізомерів призводить до втрати стійкості льодоподібних структур, а отримувана зовні енергія витрачається на руйнування льодоподібних структур. Аналіз одержаних даних, табл. 3.1, дозволяє стверджувати, що втрата такої синхронності можлива при впливові на водний розчин неоднорідного магнітного поля, що пов'язано із впливом неоднорідного (змінного) магнітного поля на протон водню, який обертається по ЕПТ навколо лінії водневого зв'язку, і появою прецесії радіуса ЕПТ та, як наслідок, зміною фази повороту радіуса ЕПТ.

### **3.2.1 Вплив неоднорідного магнітного поля на лібраційні коливання молекул води**

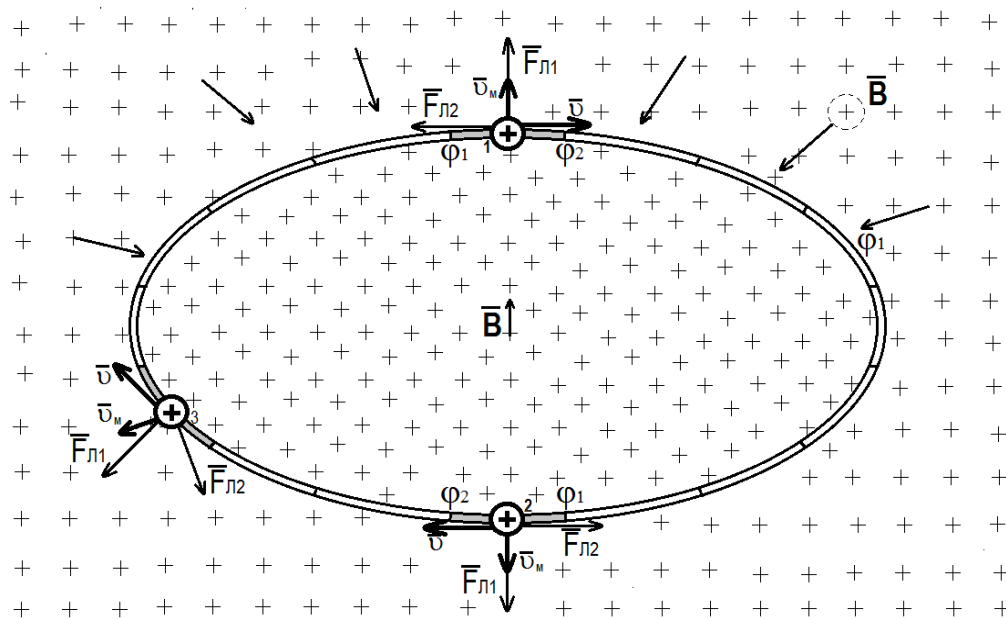
Розглянемо рух параізомеру молекули води в неоднорідному магнітному полі, який одночасно здійснює лібраційні коливання і кожен його протон



водню обертається по ЕПТ і створює елементарний струм. У неоднорідному магнітному полі виникає прецесія радіуса ЕПТ навколо водневих зв'язків аналогічно до того, як виникає прецесійний діамagnetизм атомів. Через жорсткість конструкції молекули поява прецесії одного протона водню приводить до появи аналогічної прецесії другого протона.

Прецесія радіуса ЕПТ не аналогічна до тієї, що відбувається з орбітами електронів, оскільки для здійснення прецесії ЕПТ необхідний поворот усієї молекули води, що ускладнено наявністю водневих зв'язків. В даному випадку прецесія радіуса ЕПТ можлива лише для тих протонів, в яких площина ЕПТ у неоднорідному магнітному полі розміщується перпендикулярно до ліній магнітної індукції  $B$ . Оскільки одночасно при лібраційних коливаннях радіус ЕПТ протона здійснює обертання навколо лінії водневого зв'язку, то поява додаткової прецесії радіуса ЕПТ змінює фазу повороту  $\theta$  радіуса ЕПТ. Для сусідніх молекул води, зв'язаних одним водневим зв'язком, зміна фаз неоднакова через відмінність кута нахилу площини ЕПТ протонів молекул до ліній магнітної індукції  $B$ .

Зміна фази обертання  $\theta$  радіуса ЕПТ у неоднорідному магнітному полі пов'язана з появою сили Лоренца, що діє на протон у кожному його положенні на ЕПТ (рис. 3.4). Перша складова  $F_{L1}$  виникає через рух протона в магнітному полі зі швидкістю  $v$ , обумовленого лібраційними коливаннями молекули, складова  $F_{L1}$  спрямована перпендикулярно до руху протона. Ця складова  $F_{L1}$  для кожного положення протона на ЕПТ, як видно з рис. 3.4, позиції 1 та 2, сама себе компенсує і не викликає зміщення фази повороту  $\theta$ . Крім того, водневий зв'язок утворений електростатичними силами, значно більшими від  $F_{L1}$ , тому радіус ЕПТ є «жорстким», а кутова швидкість обертання протона залишається незмінною. Друга складова сили Лоренца  $F_{L2}$  викликана зміною величини індукції  $B$  та перетином лініями магнітної індукції  $B$  контуру ЕПТ зі швидкістю  $v_m$ . Сила  $F_{L2}$  завжди спрямована в одному напрямку по дотичній до ЕПТ, позиції 1, 2 та 3 на рис. 3.4.



$B$  – магнітна індукція;  $F_{Л1}$  – перша складова сили Лоренца;  $F_{Л2}$  – друга складова сили Лоренца;  $v$  – швидкість руху протона по ЕПТ;  $v_m$  – швидкість перетину контуру ЕПТ лініями магнітної індукції;  $\varphi_1$  та  $\varphi_2$  – потенціали

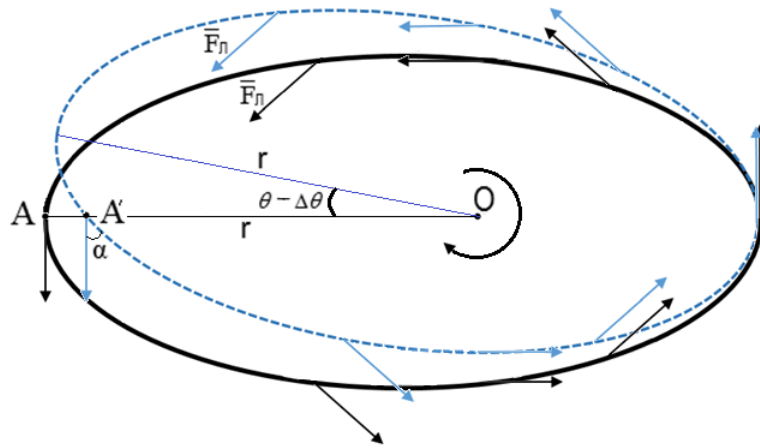
Рисунок 3.4 – ЕПТ протона водню в неоднорідному магнітному полі (лінії магнітної індукції спрямовані від нас)

Для пояснення природи сили  $F_{Л2}$  візьмемо до уваги працю [180], де процес появи  $EPC$  у замкненому контурі розглядається як результат зростання густини магнітного поля за рахунок надходження ліній поля з оточуючого простору в магнітний потік, що пронизує замкнений контур. У процесі надходження ліній індукції всередину контуру вони перетинають його, викликаючи  $EPC$  індукції за «механізмом перетину».

Адаптуючи цей механізм для наших умов, приймемо ЕПТ як замкнений контур, рис. 3.4, яким рухається протон із заданою швидкістю  $v$  і створює елементарний струм у контурі. Появу елементарного струму по ЕПТ можна пояснити, поділивши ЕПТ на  $n$  ділянок, що «ізолювані» одна від одної. Кожна ділянка відповідає певному положенню протона, і під час його руху виникає різниця потенціалів  $\Delta\varphi$ . При зростанні індукції  $B$ , її лінії, «проникаючи» в контур ЕПТ, перетинають його зі швидкістю  $v_m$  у напрямку до центра. Для випадку, коли

індукція магнітного поля зменшується, її лінії рухаються від центра до периферії, а сила Лоренца  $F_{Л2}$  змінює свій напрямок на протилежний.

Таким чином, сила Лоренца  $F_{Л2}$  (далі  $F_L$ ), викликана появою «руху» протона зі швидкістю  $v_m$  відносно ліній індукції  $B$  у неоднорідному магнітному полі, діє на протон у кожному положенні на ЕПТ і зберігає свій напрямок. Результат впливу сили  $F_L$  розглянемо на рисунку 3.5, де зображено елементарний акт повороту радіуса ЕПТ. Магнітна індукція  $B$  спрямована від нас і зростає, лінії  $B$  рухаються від контуру ЕПТ в напрямку до центра, що збігається з лінією водневого зв'язку.



$A$  – положення протона водню на ЕПТ у площині обертання радіуса ЕПТ;  $A'$  – положення протона водню на ЕПТ після повороту радіуса ЕПТ;  $r$  – радіус ЕПТ;  $F_L$  – сила Лоренца;  $\alpha$  – кут між напрямком дії сили Лоренца і дотичною до контуру ЕПТ;  $O$  – лінія водневого зв'язку;  $\theta$  – фаза повороту радіуса ЕПТ;  $\Delta\theta$  – зміщення фази повороту радіуса ЕПТ у напрямку дії сили Лоренца

Рисунок 3.5 – Зміщення фази обертання ЕПТ протона, викликане впливом сили Лоренца  $F_L$

З рисунка 3.5 добре видно, що напрямок і величина сили  $F_L$  (при  $v_m = \text{const}$ ) зберігаються для протона незалежно від його положення на ЕПТ, змінюється лише кут  $\alpha$  між вектором сили  $F_L$  та дотичною до ЕПТ. Так, у т.  $A$  кут  $\alpha = 0^\circ$ , після повороту ЕПТ (т.  $A'$ ) кут  $\alpha \neq 0^\circ$ . Таким чином, при збігові основного напрямку обертання радіуса ЕПТ і напрямку дії сили  $F_L$  вона прискорює, а в протилежному випадку сповільнює (рис. 3.5) обертання радіуса ЕПТ навколо лінії водневого

зв'язку, змінюючи фазу повороту ЕПТ на величину  $\pm\Delta\theta$  і при тривалому впливові сили  $F_L$ , із кожним обертом ЕПТ зміщення фази повороту зростає.

Таким чином, єдиним результатом впливу неоднорідного магнітного поля на водний розчин є зміщення фази повороту радіуса ЕПТ протонів водню в параізомерах молекул води на величину  $\pm\Delta\theta$ . Подібне зміщення фази відбувається нерівномірно з певним кутовим прискоренням у напрямку дії сили Лоренца (рис. 3.5). Величину прискорення знайдемо із другого закону Ньютона:

$$ma = F_L, \quad (3.1)$$

де  $m$  – вага протона, кг;

$a$  – прискорення обертання радіуса ЕПТ протона навколо лінії водневого зв'язку, м/с<sup>2</sup>;

$F_L$  – сила Лоренца, Н.

$$ma = e v_m \Delta B \sin \alpha, \quad (3.2)$$

де  $e$  – заряд протона, Кл;

$v_m$  – швидкість «руху» ліній магнітної індукції відносно протона (контуру ЕПТ), м/с;

$\Delta B$  – величина, на яку змінюється індукція магнітного поля, Тл;

$\sin \alpha$  – кут між швидкістю  $v_m$  і вектором магнітної індукції  $B$ .

Додатковий рух радіуса ЕПТ навколо лінії водневого зв'язку в неоднорідному магнітному полі є обертальним рухом із кутовим прискоренням, яке шляхом стандартних перетворень виразу 3.2, подамо як

$$\varepsilon = \frac{e v_m \Delta B}{mr}. \quad (3.3)$$

Для знаходження швидкості  $v_m$  скористаємося виразом із праці [181] і, здійснивши необхідні перетворення, одержимо

$$v_m = \frac{\Delta\Phi}{\Delta B \cdot L \cdot \Delta t}, \quad (3.4)$$

де  $\Delta\Phi$  – магнітний потік, Вб;

$\Delta B$  – зміна магнітної індукції, Тл;

$L$  – довжина ЕПТ, м;

$\Delta t$  – час, за який лінії магнітної індукції перетинають контур ЕПТ, с.

Магнітний потік  $\Delta\Phi$  виразимо через зміну магнітної індукції  $\Delta B$  та площу ЕПТ  $S$ , яку він перетинає:

$$v_m = \frac{\Delta B \cdot S}{\Delta B \cdot L \cdot \Delta t}. \quad (3.5)$$

Для простоти відображення формул уведемо спрощення і радіус ЕПТ візьмемо таким, що дорівнює  $r$ . Здійснивши необхідні перетворення, одержимо:

$$v_m = \frac{r}{2 \cdot \Delta t}. \quad (3.6)$$

Таким чином, швидкість «руху» ліній магнітної індукції відносно протона залежить лише від радіуса ЕПТ та часу, протягом якого відбувається зміна магнітної індукції  $\Delta B$ , і не залежить від того, на яку величину змінюється магнітна індукція. У свою чергу, зростання або зменшення індукції  $B$  впливає лише на напрямок дії сили  $F_L$ . Здійснивши необхідні перетворення виразів 3.3 та 3.6, одержимо:

$$\varepsilon = \frac{e}{2m} \frac{\Delta B}{\Delta t}. \quad (3.7)$$

Вираз 3.7 характеризує величину кутового прискорення обертання радіуса ЕПТ в неоднорідному магнітному полі. Співвідношення  $\Delta B/\Delta t$  відображає неоднорідність магнітного поля, що прямо залежить від конструктивних та

режимних параметрів роботи апаратів МО. Аналіз елементарної ділянки апарата МО на рис. 3.2 свідчить про те, що неоднорідність магнітного поля, виражена співвідношенням  $\Delta B/\Delta t$ , створюється рухом води зі швидкістю  $v_{e.p}$  у зовнішньому магнітному полі, індукція якого нерівномірно розподілена на ділянці труби  $l_i$  (рис. 3.3). Також вона залежить від способу розміщення магнітів та їх намагніченості.

Для визначення співвідношення  $\Delta B/\Delta t$ , яке нами позначено як швидкість зміни магнітної індукції  $v_B$  (Тл/с), запропоновано вираз 3.8, що дозволяє одночасно враховувати конструктивні і режимні параметри МО: довжину ділянки апарата МО з перепадом магнітної індукції, величину перепаду магнітної індукції та швидкість руху водного розчину.

$$v_B = \frac{\Delta B}{\Delta t} = \frac{\Delta B \cdot v_{e.p}}{l} = \frac{(B_{\max} - B_{\min}) \cdot v_{e.p}}{l}, \quad (3.8)$$

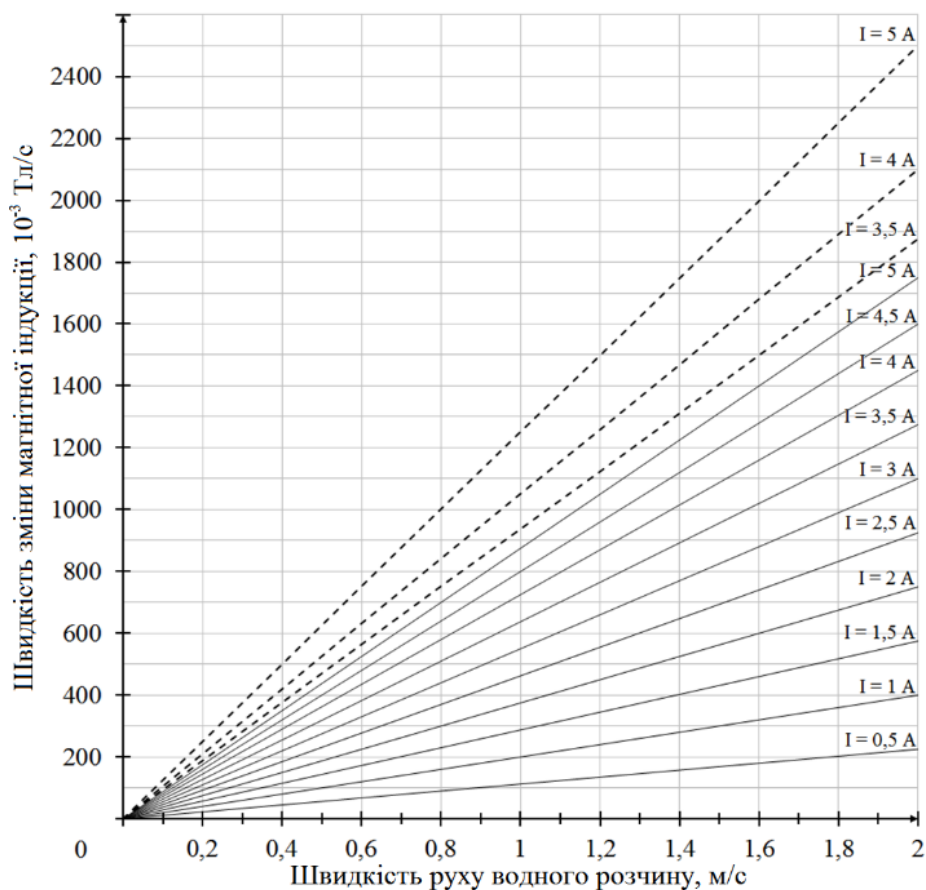
де  $B_{\min}$ ,  $B_{\max}$  – відповідно мінімальна та максимальна величини індукції магнітного поля на ділянці труби, де змінюється магнітна індукція, Тл;

$\Delta t$  – час, за який водний розчин проходить відстань  $l$ , с;

$l$  – довжина ділянки труби, на якій індукція магнітного поля змінюється від  $B_{\min}$  до  $B_{\max}$  або навпаки, м;

$v_{e.p}$  – швидкість руху водного розчину, м/с.

Як бачимо з виразу 3.8, при постійних значеннях  $\Delta B$  та  $l$  величина  $v_B$  прямо пропорційно залежить від швидкості водного розчину  $v_{e.p}$ . А регулювання величини  $v_B$  можливе як за рахунок створення перепаду магнітної індукції  $\Delta B$  підбором намагніченості магнітів, так і зміною величини  $v_{e.p}$ . Для розробленого нами лабораторного апарата, рис. 2.1 [17], величини  $v_B$  залежно від сили струму та швидкості водного розчину подані на рис. 3.6.



пунктирна лінія – для випадку, коли між полюсами магніту внесена феромагнітна вставка

Рисунок 3.6 – Графік залежності швидкості зміни магнітної індукції від швидкості руху водного розчину та сили струму  $I$

Замінивши співвідношення  $\Delta B/\Delta t$  у виразі 3.7 на вираз 3.8, кутове прискорення, що отримує радіус ЕПТ протона під час руху молекули води в неоднорідному магнітному полі, набуло такого вигляду:

$$\varepsilon = \frac{ev_{\text{с.р}} \Delta B}{2ml}. \quad (3.9)$$

Аналіз виразів 3.8 та 3.9 засвідчив, що використання показника  $\nu_B$  для визначення ефективних параметрів МО дозволяє пояснити результати багатьох експериментів [16, 109, 110, 122, 176], в яких ефективність МО спостерігається при незначних величинах магнітної індукції, де при високих швидкостях розчину забезпечується різка зміна магнітної індукції, і кутове прискорення радіуса ЕПТ

досягає значних величин, навіть при низьких величинах індукції магнітного поля. Показник  $\nu_B$  дозволяє встановити взаємозв'язок між швидкістю водного розчину в магнітному полі, неоднорідністю магнітного поля і максимальною величиною магнітної індукції.

Таким чином, вплив МО на фізико-хімічні властивості водних розчинів та кінетику хімічних реакцій у водних розчинах не залежить від того, чи індукція магнітного поля зростає, чи зменшується, результат впливу залишається однаковим, важливе значення набуває величина, на яку змінюється магнітна індукція і час, за який ця зміна відбувається. Сила Лоренца, викликана зміною величини індукції, спрямована по дотичній до ЕПТ руху протона, і її напрямок може як збігатися з напрямком обертання радіуса ЕПТ протона, так і бути протилежно спрямованим. Під час руху в неоднорідному магнітному полі вплив такої сили зміщує фазу обертання радіуса ЕПТ  $\theta$  на величину  $\pm\Delta\theta$ . Через те, що молекули води в об'ємі розчину орієнтуються довільно, зміщення фаз  $\pm\Delta\theta$  неоднакове для сусідніх параізомерів у льодоподібних структурах, що викликає асиметрію лібраційних коливань сусідніх молекул та порушує їх синхронність і кооперативність.

Отже, МО водних розчинів не впливає на будову молекул води, не змінює структури водних розчинів і не призводить до безпосереднього розриву водневих зв'язків. МО є «каталізатором» появи ряду послідовних процесів, єдиним результатом впливу МО є порушення синхронних коливань у льодоподібних структурах, які за рахунок зіткнень з іншими молекулами отримують надлишкову енергію і руйнуються, що призводить до вивільнення параізомерів молекул води. Параізимери через те, що вода є нерівноважною системою за рахунок конверсії, переходять в ортоізимери. Зростання кількості ортоізомерів викликає появу змін у густині, в'язкості, в інфрачервоному спектрі води, гідратації розчинених речовин, що реєструються після МО, та ін. Одним із важливих результатів МО є зміна характеру або швидкості проходження фізико-хімічних процесів у водних розчинах за рахунок зростання кількості ортоізомерів, що є більш активними у фізичному і хімічному плані, вони швидше перебудовуються в гідратних



оболонках навколо реагуючих частинок під очікуваний активований комплекс, що істотно впливає на кінетику окисно-відновних реакцій.

### **Висновки до розділу 3**

1. Проаналізовано вплив квантових відмінностей ізомерів молекул води та їх співвідношення на особливості перебігу фізико-хімічних процесів у водних розчинах.

2. Встановлено, що виявлена у праці [178] неоднорідність густини води пов'язана з існуванням у воді двох видів ізомерів молекул води.

3. Запропоновано фізичну природу впливу МО на властивості водних розчинів та кінетику окисно-відновних реакцій, яка полягає у неоднаковому впливі неоднорідного магнітного поля на обертання радіусів ЕПТ протонів для сусідніх молекул, що порушує синхронні коливання параізомерів у льодоподібних структурах, призводить до їх руйнування та вивільнення параізомерів, які при подальших зіткненнях з іншими молекулами під час теплового руху переходять в ортоізомери.

4. Встановлено, що МО є «каталізатором» появи ряду послідовних процесів: руйнування льодоподібних структур, зростання кількості ортоізомерів і, як наслідок, зміна фізико-хімічних властивостей водних розчинів, що спостерігаються після МО.

5. На основі теоретичних досліджень встановлено, що одним із визначальних параметрів МО є швидкість зміни магнітної індукції.

## РОЗДІЛ 4

# ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ МАГНІТНОЇ ОБРОБКИ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ НА ПРОЦЕС ОКИСНЕННЯ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН ОЗОНОМ

Одним із напрямків підвищення рівня екологічної безпеки в питному водопостачанні є вдосконалення традиційних методів очищення природних вод шляхом впровадження на водопровідних станціях нових високоефективних технологічних рішень [12, 27, 69, 76]. Визначення оптимальних параметрів МО природних вод дозволить підвищити ступінь видалення органічних речовин під час озонування. Однак невивченість процесу МО перешкоджає широкому впровадженню цього методу в системах питного водопостачання.

Основними параметрами МО, що визначають її ефективність, є величина магнітної індукції, швидкість руху води в магнітному полі, тривалість обробки та швидкість зміни магнітної індукції [181]. Регулювання ефективності МО здійснюється підбором конструктивних та режимних параметрів МО.

### **4.1 Дослідження впливу режимних параметрів магнітної обробки на процес окиснення**

З метою вивчення впливу режимних параметрів роботи апаратів МО проведено серію дослідів за аналогічною схемою процесу – одноразове проходження розчину в магнітному полі та подача на подальше озонування. Вплив кожного з визначених режимних параметрів вивчали незалежно один від одного. Критерієм оцінювання інтенсивності впливу режимного параметра МО було збільшення ефективності окиснення щавлевої кислоти озоном у барботажному реакторі, куди розчин подавався після МО.

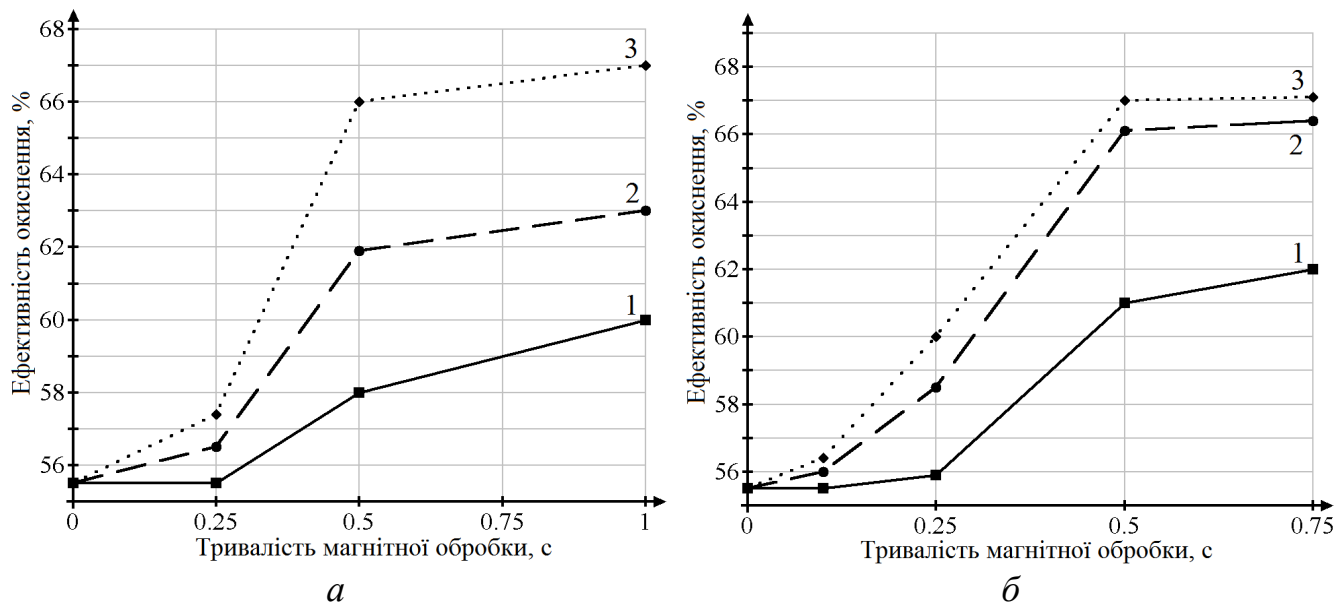
У дослідженнях використовувалися експериментальні розчини з постійною концентрацією щавлевої кислоти  $c(C_2H_2O_4)$  – 0,1 кг/м<sup>3</sup>, початковий рівень

кислотно-лужної реакції брали в межах  $pH$  7, температура розчину становила  $(293 \pm 0,2)$  К. Подальше озонування оброблених у магнітному полі розчинів в усіх дослідах проводилося в аналогічних умовах із постійною витратою озono-повітряної суміші  $1,67 \cdot 10^{-6}$  м<sup>3</sup>/с і концентрацією в ній озону  $c(O_3) = 0,16$  кг/м<sup>3</sup>. Процес озонування здійснювали в реакторі барботажного типу упродовж 1 200 с.

#### 4.1.1 Вплив тривалості магнітної обробки на процес окиснення

Серію дослідів із вивчення впливу тривалості МО на ефективність подальшого окиснення щавлевої кислоти проводили з врахуванням величини магнітної індукції і швидкості руху розчину в магнітному полі апарата МО. Результати проведених досліджень наведені на рисунку 4.1. Регулювання тривалості обробки проводили, змінюючи довжину робочої зони лабораторного апарата МО, використовуючи трубки з різною довжиною, але однаковим діаметром. Це дозволило при однакових величинах швидкості  $v_{e,p}$  та індукції  $B$  змінювати тривалість обробки  $\tau$  у необхідних межах.

Контрольний дослід проводили пропусканням розчину щавлевої кислоти через апарат МО без вмикання магнітного поля, точка «0» на рисунку 4.1.



а –  $v_{e,p} = 0,5$  м/с; б –  $v_{e,p} = 0,9$  м/с; 1 –  $B = 0,02$  Тл; 2 –  $B = 0,04$  Тл; 3 –  $B = 0,07$  Тл

Рисунок 4.1 – Ефективність окиснення щавлевої кислоти через 1 200 с після початку озонування залежно від тривалості МО

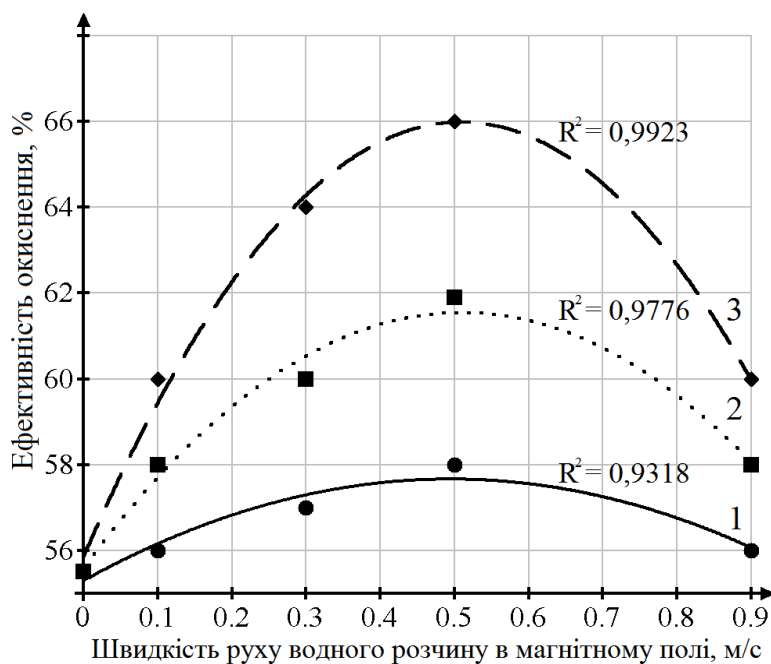
Одержані графічні залежності свідчать про те, що ефективність МО не зростає монотонно при збільшенні тривалості МО. Так, при  $v_{в,р} = 0,5$  м/с і досліджуваних величинах індукції магнітного поля збільшення тривалості обробки від 0,25 до 0,5 с дозволило різко підвищити ефективність окиснення щавлевої кислоти, а вже при індукції 0,04 і 0,07 Тл і тривалості обробки від 0,5 до 1 с ефективність окиснення істотно не зростає, тому досягається максимальний вплив МО на процес окиснення.

Графіки на рис. 4.1 свідчать про складність взаємозв'язку між швидкістю руху розчину  $v_{в,р}$  в магнітному полі і величиною індукції  $B$  залежно від загальної тривалості обробки. Так, при тривалості обробки 0,5 с досягається ефективність окиснення 62 % при величині індукції  $B = 0,04$  Тл і швидкості  $v_{в,р} = 0,5$  м/с. Залишаючи постійними тривалість обробки 0,5 с та величину індукції 0,04 Тл, збільшення швидкості до 0,9 м/с підвищує ефективність окиснення до 66 %.

#### **4.1.2 Вплив швидкості руху водного розчину на процес окиснення**

Попередні дослідження щодо вивчення впливу тривалості МО на ефективність подальшого окиснення показали, що зміна швидкості проходження розчину в магнітному полі прямо не пов'язана зі зміною тривалості МО, що можна пояснити одержаним нами раніше виразом 3.8. Швидкість водного розчину є одним із визначальних параметрів МО, а відповідно до літературних даних [16, 109, 110, 122, 176] рух розчину в неоднорідному магнітному полі є обов'язковим, тому наступну серію дослідів проведено для вивчення впливу величини швидкості проходження водного розчину  $v_{в,р}$  у магнітному полі на ефективність подальшого окиснення щавлевої кислоти.

Магнітну індукцію  $B$  встановлювали на рівні 0,02, 0,04 та 0,07 Тл. Регулювання швидкості розчину проводили з інтервалом 0,2 м/с при початковому значенні 0,1 м/с. Конструктивні параметри лабораторного апарата МО залишалися однаковими. Одержані результати подано на рисунку 4.2, контрольний дослід проводили пропусканням розчину через апарат МО без вмикання магнітного поля, його взято як базу порівняння ефективності окиснення – точка «0» на рисунку 4.2.



точки – експеримент; лінії – теорія; 1 –  $B = 0,02$  Тл; 2 –  $B = 0,04$  Тл; 3 –  $B = 0,07$  Тл

Рисунок 4.2 – Ефективність окиснення щавлевої кислоти залежно від швидкості руху розчину в магнітному полі з індукцією  $B$

Одержані залежності свідчать, що поряд зі зменшенням тривалості МО зростання швидкості проходження водного розчину  $v_{в,р}$  у магнітному полі в межах від 0,1 до 0,5 м/с підвищує ефективність окиснення при всіх величинах магнітної індукції  $B$ . Однак подальше підвищення швидкості до 0,9 м/с показує, що вплив МО істотно знижується. Відносно низький приріст ефективності окиснення після МО при швидкості розчину 0,9 м/с пов'язаний із тим, що при незмінності конструктивних параметрів МО, а саме довжини робочої зони, значне підвищення швидкості розчину істотно знижує тривалість МО. Враховуючи довжину робочої зони  $l = 0,25$  м та швидкості розчину  $v_{в,р}$ , у нашому випадку тривалість обробки  $\tau$  знизилася з 2,5 с при  $v_{в,р} = 0,1$  м/с до 0,28 с при  $v_{в,р} = 0,9$  м/с.

Форма кривих на рис. 4.2 свідчить про складність взаємозв'язку між швидкістю проходження розчину в магнітному полі, величиною магнітної індукції та тривалістю МО. Одержані дані також свідчать, що під час аналізу ефективності МО необхідно враховувати величину швидкості зміни магнітної індукції  $v_B$ , яка є одним із визначальних параметрів МО і прямо залежить від швидкості руху водного розчину в магнітному полі.

### 4.1.3 Вплив режиму руху водного розчину на процес окиснення

Попередні дослідження показали, що обов'язковою умовою МО є рух рідини в магнітному полі, і величина швидкості руху значною мірою визначає ефективність МО. Однак зміна швидкості її руху призводить і до зміни гідродинамічного режиму протікання по трубці. Згідно з працями [110, 161] на ефективність МО також впливає число Рейнольдса, що описує режим руху рідини і залежить від кінематичної в'язкості, середньої швидкості її руху та діаметра трубки. У праці [161] відзначено, що ефект від МО обробки максимальний при наближенні до перехідного режиму при  $Re \approx 2300$ , при подальшому збільшенні  $Re$  ефект зменшується. Проте автори праці [161] зміну числа Рейнольдса здійснювали регулюванням швидкості протікання водного розчину в апараті МО, що неодмінно призводило до зміни загальної тривалості МО.

Наступну серію досліджень проводили при різних режимах руху розчину в трубці апарата МО, змінюючи число Рейнольдса підбором відповідного діаметра трубки, залишаючи, таким чином сталими середню швидкість руху розчину  $v_{e,p}$  і тривалість обробки  $\tau$ .

Число Рейнольдса визначали за виразом 4.1 згідно з ДСТУ 3651.2-97 «Метрологія. Одиниці фізичних величин. Фізичні сталі та характеристичні числа. Основні положення, позначення, назви та значення», для руху розчину зі швидкістю  $v_{e,p}$  у трубці із внутрішнім діаметром  $d$ . Одержані дані подано в таблиці 4.1. Оскільки розчини щавлевої кислоти, що використовувалися в дослідках, були малоконцентрованими, тому кінематичну в'язкість розчину брали такою, що дорівнює кінематичній в'язкості чистої води при температурі 293 К.

$$Re = \frac{v_{e,p} \cdot d}{\nu}, \quad (4.1)$$

де  $v_{e,p}$  – швидкість руху водного розчину, м/с;

$d$  – діаметр трубки, в якій рухається розчин, м;

$\nu$  – кінематична в'язкість розчину, м<sup>2</sup>/с (при 293 К  $\nu = 0,000001004$  м<sup>2</sup>/с).

Таблиця 4.1 – Розраховані числа Рейнольдса при різних діаметрах трубок при температурі розчину 293 К та середній швидкості руху розчину  $\nu_{в,р} = 0,5$  м/с

Діаметр трубки ( $d$ ), м	Кінематична в'язкість ( $\nu$ ), м <sup>2</sup> /с	Число Рейнольдса ( $Re$ )	Режим руху розчину
0,004	0,000001004	1 992	ламінарний
0,010	0,000001004	4 980	перехідний
0,015	0,000001004	7 470	перехідний
0,020	0,000001004	9 960	≈ турбулентний
0,030	0,000001004	13 446	турбулентний

Тривалість МО бралася такою, що дорівнює  $\tau = 0,5$  с, величину магнітної індукції  $B$  змінювали у межах 0,02, 0,04 та 0,07 Тл, швидкість руху розчину в трубці апарата МО брали сталою  $\nu_{в,р} = 0,5$  м/с. Ефективність впливу МО на окиснення щавлевої кислоти озоном визначали за виразом 2.3. Одержані результати наведені в таблиці 4.2 як залежність ефективності МО від числа Рейнольдса  $Re$  та величини магнітної індукції  $B$ . Оскільки тривалість МО і швидкість руху розчину залишалися сталими, це також дозволило в подальшому встановити взаємозв'язок між числом Рейнольдса та швидкістю зміни магнітної індукції в апараті МО.

Таблиця 4.2 – Залежність ефективності МО  $E_{м.о}$  від числа Рейнольдса  $Re$  та величини магнітної індукції  $B$

Режим руху	Число Рейнольдса ( $Re$ )	Магнітна індукція ( $B$ ), Тл		
		0,02	0,04	0,07
Ламінарний	1 992	0,90	8,26	14,68
Перехідний	4 980	4,59	11,93	19,27
	7 470	6,42	12,84	20,18
Турбулентний	9 960	5,50	13,76	19,26
	13 446	5,40	13,51	19,80

Контрольний дослід проводився пропусканням розчинів у трубці апарата МО при різних режимах руху розчину без підключення магнітного поля ( $B = 0$ ;  $\nu_B = 0$ ). Графічну обробку одержаних результатів, табл. 4.2, наведено на рис. 4.3 у вигляді графіка залежності ефективності МО від числа Рейнольдса (точки – експериментальні дані, лінії – теоретичний розрахунок).

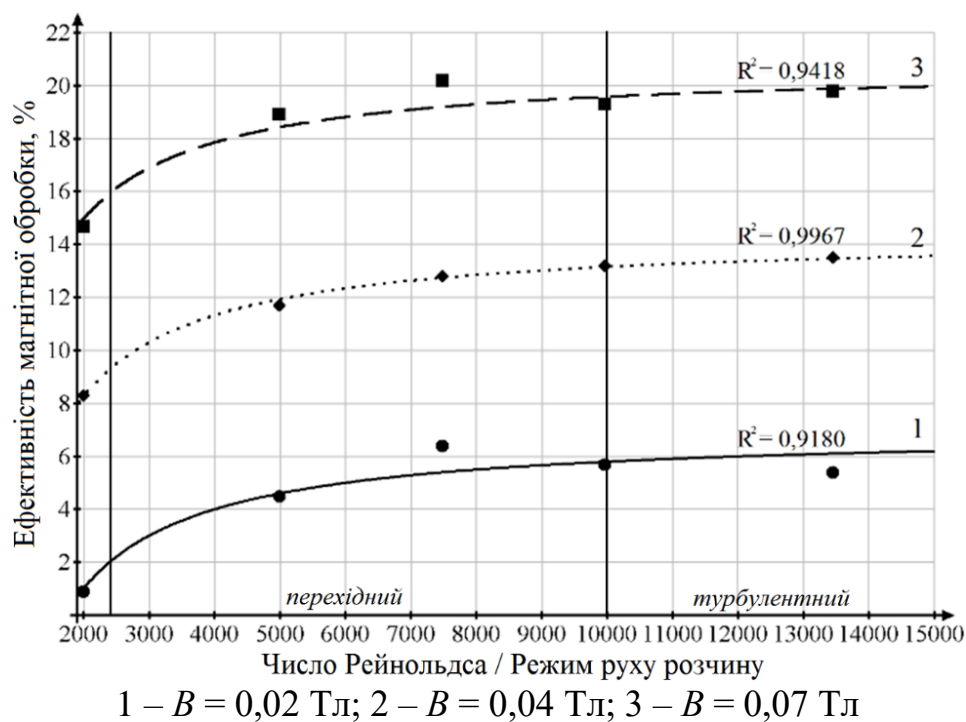


Рисунок 4.3 – Залежність ефективності МО  $E_{м.о.}$ , %, від числа Рейнольдса  $Re$

Одержані залежності, рис. 4.3, свідчать про наявність зв'язку між ефективністю МО та режимом руху розчину в трубі апарата МО, однак при турбулентному режимі ( $Re = 9\ 960$ ) із подальшим підвищенням числа Рейнольдса  $Re$  ефективність МО не змінюється. Встановлено, що ефективність МО знижується при переході до ламінарного режиму ( $Re = 1\ 992$ ).

Провівши статистичну обробку результатів експериментів за таблицею 4.2, визначили, що ефективність МО залежно від величини магнітної індукції  $B$  та числа Рейнольдса  $Re$  при протіканні розчину в магнітному полі можна апроксимувати таким рівнянням регресії:

$$E_{м.о.} = -4,054 + 272,901B + 0,001Re - 488,987B^2 - 0,006 \cdot 10^{-5} Re^2 + 0,005B \cdot Re. \quad (4.2)$$

Математичну обробку результатів експериментів проводили за допомогою програмного забезпечення Statistica 10.0. При цьому коефіцієнт детермінації  $R^2$  становив 0,9702; критерій Фішера  $F(5,14) = 124,83$  (модель адекватна); стандартна похибка оцінювання становила 1,2966.



Узагальнені дані експериментальних досліджень залежності ефективності МО  $E_{м.о}$  від числа Рейнольдса  $Re$ , що визначає режим руху розчину в трубі апарата МО та величини магнітної індукції  $B$  наведені на рис. 4.4.

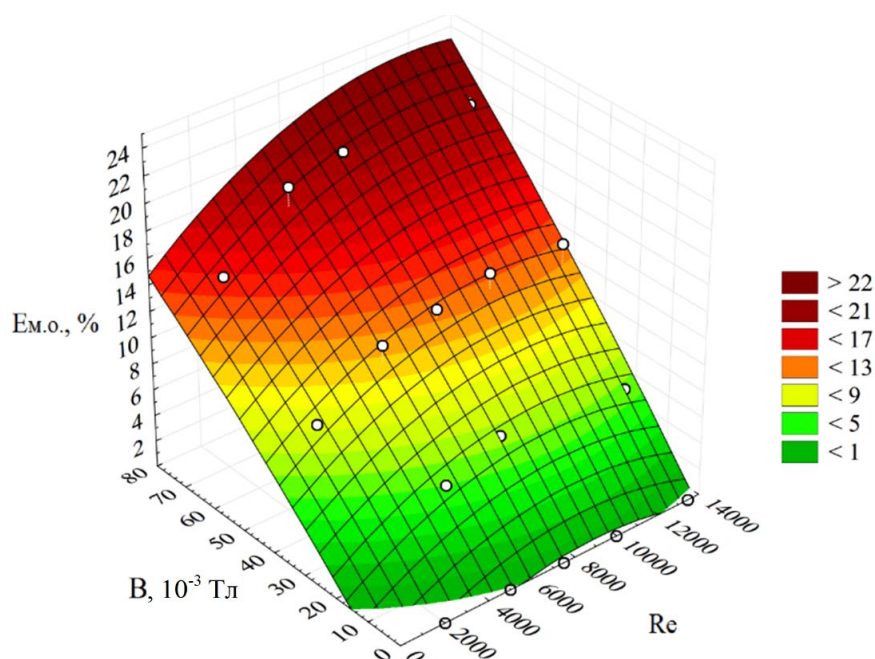
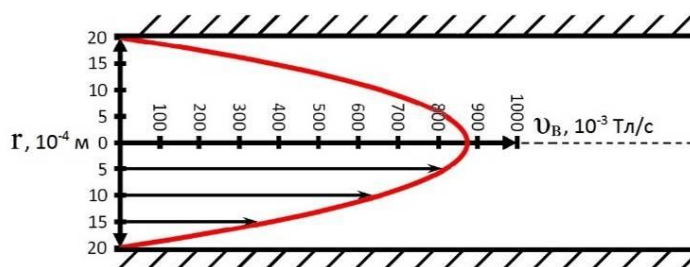


Рисунок 4.4 – Залежність ефективності МО  $E_{м.о}$  від числа Рейнольдса  $Re$  при різних величинах магнітної індукції  $B$

Для пояснення одержаних залежностей розглянемо ламінарний режим руху водного розчину в магнітному полі з індукцією  $B = 0,07$  Тл, середньою швидкістю руху  $v_{в.р} = 0,5$  м/с у трубі діаметром  $4 \cdot 10^{-3}$  м, рис. 4.5. Кожен виділений тонкий шар розчину вздовж потоку ковзає один щодо одного і не перемішуються між собою. Шар розчину, що рухається вздовж осі труби, має максимальну швидкість руху, а швидкості наступних шарів тим менші, чим менша їх відстань до поверхні труби. При цьому шар розчину, що знаходиться біля поверхні труби, за рахунок сил молекулярної взаємодії з поверхнею труби, залишається нерухомим.

Беручи до уваги встановлену у третьому розділі залежність ефективності МО від швидкості зміни магнітної індукції  $v_B$ , яка прямо пропорційно залежить від швидкості руху водного розчину, при ламінарному режимі різко знижується до нуля при віддаленні від осі труби. Розраховані величини  $v_B$  залежно від відстані від осі трубки з радіусом  $r = 2 \cdot 10^{-3}$  м, яка використовувалась у наших дослідках, наведено на рис. 4.5.



$r$  – радіус труби для проходження водного розчину;  $v_B$  – швидкість зміни магнітної індукції

Рисунок 4.5 – Епюри розподілу швидкостей зміни магнітної індукції  $v_B$  при ламінарному режимі руху розчину

Таким чином, зниження ефективності МО при ламінарному режимі руху розчину в магнітному полі пов'язане з низьким впливом неоднорідного магнітного поля на водний розчин, що рухається вздовж стінок труби. Зростання ефективності МО при переході від ламінарного режиму руху розчину до перехідного і турбулентного при аналогічних параметрах МО пов'язане зі зміною параболічного профілю середньої швидкості розчину. Зменшення швидкості водного розчину та величини  $v_B$  при наближенні до стінки труби, описується меншою кривизною в центральній частині потоку. Середня швидкість руху водного розчину  $v_{в,р}$  та швидкість зміни індукції  $v_B$  при наближенні до стінок труби незначно відрізняється від середньої швидкості розчину на осі труби, що обумовлює зростання ефективності МО до максимальних величин  $E_{м,о} \approx 19-20\%$  при  $v_B = 438 \cdot 10^{-3}$  Тл/с. При цьому в тонкому пристінному шарі розчин продовжує рухатися в ламінарному режимі порівняно із ядром потоку. Товщина такого шару набагато менша за турбулентне ядро, і його внесок в ефективність МО є незначним.

#### 4.2 Дослідження впливу конструктивних параметрів магнітної обробки на процес окиснення

Враховуючи складні залежності ефективності МО від тривалості обробки і швидкості руху розчину в неоднорідному магнітному полі, які залежать від конструктивних параметрів апаратів МО (розміщення магнітів, довжина ділянок

апарата МО з перепадом магнітної індукції), проведемо аналіз впливу величини швидкості зміни магнітної індукції  $\nu_B$  на ефективність МО. Виявлений нами параметр  $\nu_B$  для пояснення фізичної природи впливу МО на ефективність подальшого окиснення органічних речовин озоном дозволяє одночасно враховувати конструктивні параметри апаратів МО, такі як перепад магнітної індукції  $\Delta B$ , довжина ділянки апарата  $l$ , на якій відбувається перепад магнітної індукції, а також один режимний параметр, такий як швидкість руху водного розчину  $\nu_{в.р.}$

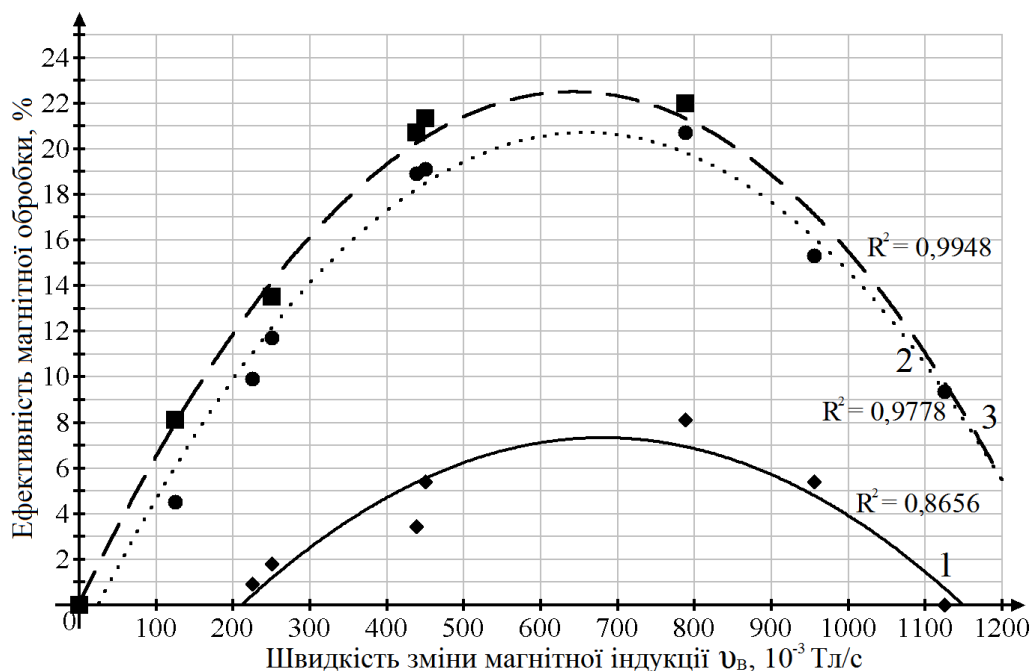
З метою оцінювання залежності ефективності окиснення щавлевої кислоти після МО та ефективності МО від показника  $\nu_B$  і тривалості МО  $\tau$  проведено необхідні перерахунки за виразом 3.8 та отримано експериментальні дані, які подано в таблиці 4.3. За результати контрольного досліду бралися дані щодо окиснення щавлевої кислоти озоном після проходження розчину в апараті МО без вмикання магнітного поля ( $\nu_B = 0$ ).

Таблиця 4.3 – Ефективність окиснення щавлевої кислоти  $E'$  та ефективність МО  $E_{м.о.}$ , залежно від  $\nu_B$  і тривалості МО  $\tau$

Швидкість зміни магн. інд. ( $\nu_B$ ), $10^{-3}$ Тл/с	Тривалість МО ( $\tau$ ), с							
	0,25		0,5		0,75		1	
	$E'$ , %	$E_{м.о.}$ , %	$E'$ , %	$E_{м.о.}$ , %	$E'$ , %	$E_{м.о.}$ , %	$E'$ , %	$E_{м.о.}$ , %
0	55,50	0	55,50	0	55,50	0	55,50	0
125	55,50	0	58,00	4,50	–	–	60,00	8,12
225	56,00	0,90	61,00	9,91	62,00	11,71	–	–
250	56,50	1,80	62,00	11,71	–	–	63,00	13,51
438	57,40	3,42	66,00	18,92	–	–	67,00	20,72
450	58,50	5,41	66,10	19,10	66,50	19,82	67,35	21,34
788	60,00	8,12	67,00	20,72	67,10	20,90	67,70	21,98
956	58,50	5,41	64,00	15,32	–	–	–	–
1 125	55,50	0	60,70	9,37	–	–	–	–

Таким чином, перехід від декількох параметрів МО до одного конструктивного параметра МО дозволяє встановити залежність зростання ефективності окиснення щавлевої кислоти озоном від швидкості зміни магнітної індукції  $\nu_B$  з одночасним урахуванням загальної тривалості МО. Графічне зображення одержаної у досліді залежності зростання ефективності окиснення після МО  $E'$  від швидкості зміни

магнітної індукції  $\nu_B$  наведено на рисунку 4.6, де точка «0» відповідає ефективності окиснення щавлевої кислоти без використання попередньої МО.



точки – експеримент; лінії – теорія; 1 – тривалість обробки  $\tau = 0,25$  с;

2 – тривалість обробки  $\tau = 0,5$  с; 3 – тривалість обробки  $\tau = 1$  с

Рисунок 4.6 – Ефективність МО при різних значеннях  $\nu_B$

Установлений у проведених дослідях взаємозв'язок між зростанням ефективності окиснення щавлевої кислоти озоном після МО та величиною швидкості зміни магнітної індукції показав, що ефективність МО прямо залежить від величини  $\nu_B$  і тривалості обробки  $\tau$ . Характер кривих на рис. 4.6 свідчить про те, що при максимально ефективній тривалості МО порядку 0,5–1 с у діапазоні від  $400 \cdot 10^{-3}$  до  $800 \cdot 10^{-3}$  Тл/с ефект від МО залишається однаковим і не зростає монотонно із підвищенням величини  $\nu_B$ , а досягає свого максимуму та при подальшому підвищенні  $\nu_B$  знижується. У наших дослідях збільшення величини  $\nu_B$  проводили створенням різкого перепаду магнітної індукції за рахунок зміни величини магнітної індукції, що свідчить про складність взаємозв'язку ефективності МО та величини магнітної індукції, що використовується при МО.

Після необхідних перетворень з метою отримання відповідних результатів у вигляді величини ефективності МО за виразом 2.3 та провівши статистичну

обробку результатів експерименту, таблиця 4.3, визначено, що ефективність МО залежно від швидкості зміни магнітної індукції  $\nu_B$  і тривалості обробки  $\tau$ , можна апроксимувати таким рівнянням регресії:

$$E_{m.o} = -14,653 + 38,670\nu_B + 45,656\tau - 35,975\nu_B^2 - 30,851\tau^2 + 22,845\nu_B \cdot \tau. \quad (4.3)$$

Математична обробка результатів експериментів показала, що коефіцієнт детермінації  $R^2$  становить 0,9137; критерій Фішера  $F(5,21) = 56,066$  (модель адекватна); стандартна похибка оцінювання становить 2,3343.

Узагальнені дані експериментальних досліджень залежності ефективності МО  $E_{m.o}$  від швидкості зміни магнітної індукції  $\nu_B$  і тривалості МО  $\tau$  наведені на рис. 4.7.

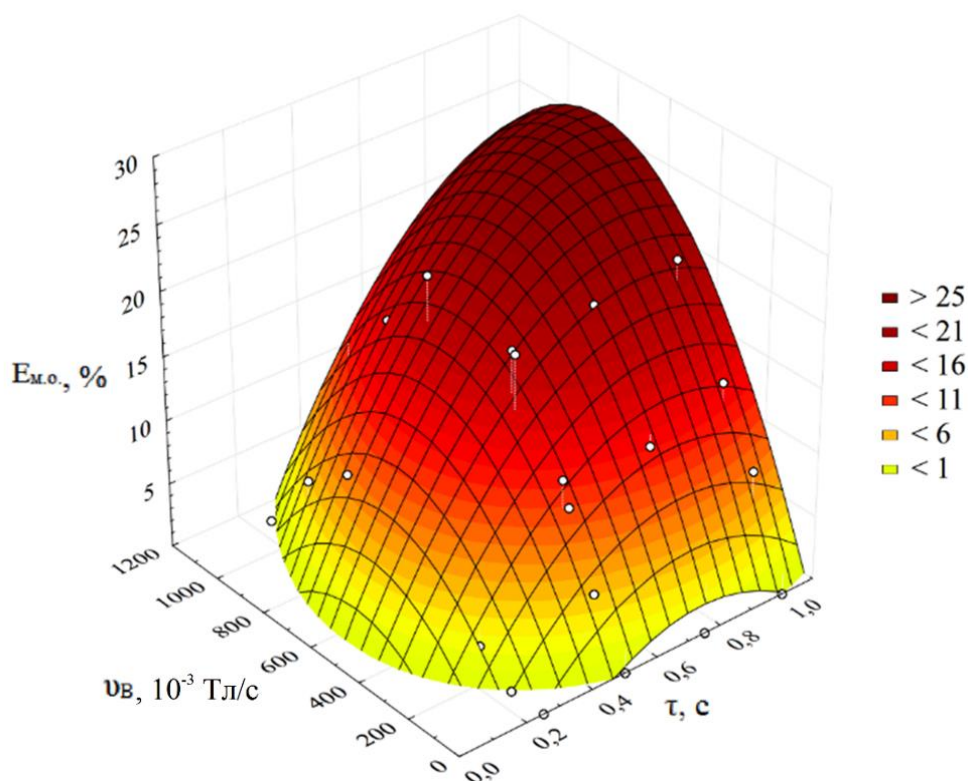


Рисунок 4.7 – Ефективність МО  $E_{m.o}$  при різних значеннях  $\nu_B$  та  $\tau$

Таким чином, використання МО водних розчинів перед подачею на озонування дозволяє досягти максимальної ефективності МО  $E_{m.o} \approx 21\%$ . Величина ефективності залежить від таких параметрів, як швидкість зміни магнітної індукції і тривалість обробки. Так, при величині тривалості обробки 0,25 с і  $\nu_B = 438\text{--}450 \cdot 10^{-3}$  Тл/с ефективність МО становила від 3,4 до 5,4 %. Збільшення тривалості

обробки до 0,5 с підвищує МО до  $\approx 19$  %. При подальшому збільшенні тривалості обробки вдвічі, до 1 с, ефективність МО незначно зростає, і становить 20,7 %.

Характер кривих на рисунках 4.6 та 4.7 свідчить про те, що ефективність МО не зростає монотонно з підвищенням величини  $U_B$  і досягає максимуму в діапазоні від  $400 \cdot 10^{-3}$  до  $800 \cdot 10^{-3}$  Тл/с. Зі збільшенням швидкості зміни магнітної індукції вище  $800 \cdot 10^{-3}$  Тл/с, яке проводилося шляхом створення різкого перепаду магнітної індукції  $\Delta B$  із використанням більших величин магнітної індукції спостерігається зниження ефективності МО при постійних інших параметрах обробки.

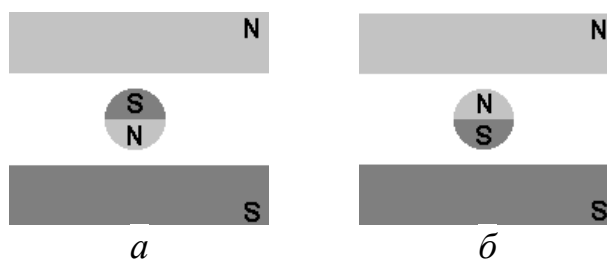
На основі теоретичних досліджень встановлено, що під час руху протона водню по ЕПТ утворюється магнітний момент ЕПТ, що є вектором магнітного поля, який у зовнішньому магнітному полі з індукцією  $B$  розміщується як магніт в одному з двох положень: низькоенергетичному N-S-N-S, рис. 4.8 а, та високоенергетичному N-N-S-S, рис. 4.8 б. При цьому енергія взаємодії магнітного моменту обертання протона водню із зовнішнім магнітним полем зростає на величину

$$W = \mu_{\text{ЕПТ}} \cdot B, \quad (4.4)$$

де  $W$  – енергія взаємодії магнітного моменту ЕПТ із зовнішнім магнітним полем, Дж;

$\mu_{\text{ЕПТ}}$  – магнітний момент ЕПТ, Дж/Тл;

$B$  – індукція зовнішнього магнітного поля, Тл.



а – низькоенергетичний стан; б – високоенергетичний стан

Рисунок 4.8 – Орієнтація спіну протона водню у зовнішньому магнітному полі

Зі зростанням взаємодії магнітного моменту ЕПТ із сильним зовнішнім магнітним полем його орієнтація стабілізується у напрямку магнітного поля, що

знижує ймовірність здійснення пара-орто конверсії. Оскільки конверсія є можливою за умови рівності енергій теплового руху і обертального кванта (енергія, необхідна для зміни напрямку обертання протона та магнітного моменту на протилежний) та їх резонансного обміну при зіткненні молекул води.

При збільшенні індукції магнітного поля енергія, необхідна для переходу між двома спіновими станами при зіткненнях молекул, зростає на величину  $W$ , яка прямо пропорційно залежить від індукції  $B$  зовнішнього магнітного поля, вираз 4.4, і зростає при її підвищенні. Під час МО для параізомерів, спіни протонів яких взаємодіють із зовнішнім полем, різниця між енергіями обертального кванта і теплового руху зростає, а зіткнення молекул не призводять до появи конверсії.

Для тих параізомерів молекул води в льодоподібних структурах, в яких при МО відбуваються зміни в розподілі водневих зв'язків при низьких величинах  $B$ , для більшості молекул енергія взаємодії  $W$  спіну протона із зовнішнім магнітним полем незначна, і енергія обертального кванта змінюється не істотно. Однак зі зростанням магнітної індукції  $B$  у водному розчині зростає частка молекул, для яких зміна енергії обертального кванта стає істотною, що і призводить до поступового зниження ефективності МО.

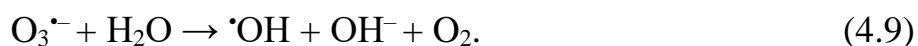
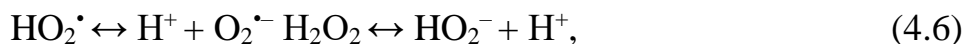
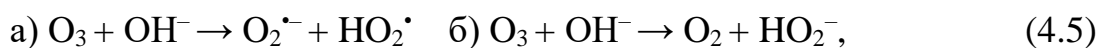
### **4.3 Вплив кислотно-лужної реакції розчину на ефективність магнітної обробки**

Відомо, що реакції окиснення органічних речовин озоном є процесами хемосорбції та взаємодії озону з органічними речовинами в об'ємі розчину, які ускладнені фізико-хімічними процесами в рідкій фазі. На швидкість таких реакцій або повноту їх перебігу значно впливає кислотно-лужна реакція водного розчину [97], що повинно певним чином відбитися на ефективності МО [182].

У попередніх дослідженнях вивчення ефективності МО проводили при однаковій величині водневого показника в межах  $7 \text{ pH}$ . Однак на практиці водневий показник природних вод не є сталою величиною і може змінюватися в широкому діапазоні [3, 8]. Для дослідження впливу  $\text{pH}$  розчину на ступінь

окиснення щавлевої кислоти відповідні розчини піддавали МО і озонуванню при різних  $pH$ . Регулювання величини  $pH$  проводили в межах  $pH$  від 2,5 до 10. Згідно з чинними нормативами діапазон від 6,5 до 8,5  $pH$  є допустимим для питної води. Крім того, природні води, що забираються з поверхневих джерел, мають  $pH$  від 6 до 9, а після стадії коагуляції на станціях очищення питної води  $pH$  води, що подається на подальше очищення, має величину від 6,5 до 8,5  $pH$  [88].

Вплив кислотно-лужної реакції водного розчину  $pH$  на ефективність МО обумовлений процесами розкладання озону при взаємодії з іонами  $OH^-$  і утворенням гідроксильних радикалів згідно з реакціями (4.5–4.9) [183].



Радикали  $\cdot OH$  і  $O_2^{\cdot-}$ , що утворюються при взаємодії гідроксильних іонів  $OH^-$  із молекулами озону  $O_3$ , істотно впливають на подальше розкладання органічних речовин. Так, для щавлевої кислоти швидкість взаємодії з радикалами значно вища ( $1 \cdot 10^4$ ,  $m^3/mоль \cdot c$ ) за швидкість її взаємодії з молекулами озону ( $4 \cdot 10^{-5}$ ,  $m^3/mоль \cdot c$ ) [103].

У наступній серії дослідів використовувалися експериментальні розчини із початковою концентрацією щавлевої кислоти  $c(C_2H_2O_4) = 0,1$   $кг/м^3$ , температура розчину становила  $(293 \pm 0,2)$  К. Режим МО був обраний на основі попередніх досліджень: швидкість зміни індукції магнітного поля  $\nu_B = 438 \cdot 10^{-3}$  Тл/с, тривалість обробки 0,5 с. Подальше озонування розчинів, оброблених у магнітному полі, проводилося в аналогічних умовах із постійною величиною витрати озono-повітряної суміші  $1,67 \cdot 10^{-6}$   $m^3/c$  і концентрацією в ній озону  $c(O_3) = 0,16$   $кг/м^3$ . Озонування проводили в барботажному реакторі упродовж 1 200 с. Результати дослідів наведені на рис. 4.9 у вигляді графіка залежності ефективності МО від величини  $pH$  (точки – експериментальні дані; лінії – теоретичний розрахунок).



Регулювання величини  $pH$  розчину щавлевої кислоти в кисле або лужне середовище проводили додаванням встановлених кількостей відповідно 5 % розчину сірчаної кислоти або 1 % розчину гідроксиду натрію.

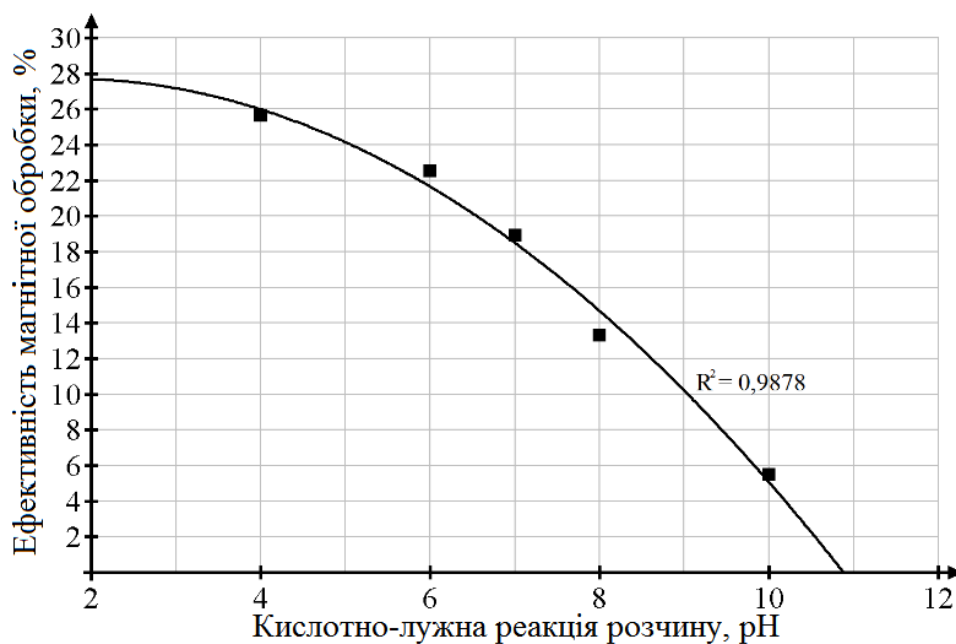


Рисунок 4.9 – Залежність ефективності МО від кислотно-лужної реакції водного розчину  $pH$

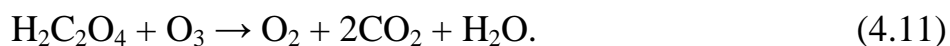
Провівши статистичну обробку результатів експериментів, визначили, що ефективність МО залежно від кислотно-лужної реакції розчину можна апроксимувати таким рівнянням регресії:

$$E_{m.o} = -0,33 \cdot pH^2 + 1,135 \cdot pH + 26,729. \quad (4.10)$$

Математичну обробку результатів експериментів проводили за допомогою програмного забезпечення Advanced Grapher 2.11. При цьому коефіцієнт детермінації  $R^2$  становив 0,9878, а стандартна похибка оцінювання – 0,88.

Із графіка на рисунку 4.9 видно, що ефективність МО  $E_{m.o}$  знижується при підвищенні водневого показника розчину  $pH$  від 2,5 до 10. Значний внесок у зниження ефективності МО робить характер процесів розкладання озону з утворенням неселективних, більш реакційноздатних радикалів  $\cdot OH$  [103, 183]. Так, при  $pH < 7$  у кислому середовищі реакція окиснення щавлевої кислоти

озоном відбувається за механізмом прямого окиснення молекулами озону згідно з реакцією 4.11. Зміна  $pH$  для створення лужного середовища дозволяє прискорити процес озонолітичного окиснення за рахунок спрямованого перетворення  $O_3 \rightarrow \bullet OH$  та ефективного використання радикалів у процесі окиснення.



Підвищення кислотно-лужної реакції розчину  $pH$  до 10 приводить до істотного зростання швидкості процесу озонолітичного окиснення. Якщо в умовах при  $pH > 7$  лімітуючою стадією окиснення щавлевої кислоти є надходження озону у водний розчин і швидкість його розкладання при взаємодії з  $OH^-$ , то в умовах  $pH \leq 7$  процес окиснення вже лімітується «фізико-хімічними» стадіями – дифузійною реакцією реагентів в об'ємі розчину та швидкістю хімічної реакції. Тому для таких реакцій спостерігається чіткий ефект зростання швидкості окиснення із підвищенням  $pH$ .

Найбільше зростання ефективності окиснення щавлевої кислоти у водному розчині при  $pH \leq 7$  після МО пояснюється зростанням «структурної температури» розчину за Берналом та Фаулером [184]. Вплив МО дає ефект, подібний до підвищення фізичної температури розчину у результаті послаблення водневих зв'язків між молекулами води та підвищення їх рухливості в об'ємі розчину. При такому впливі зростають дифузія реагуючих частинок, швидкість обміну молекул води у гідратних оболонках та відбувається розблокування активних центрів реакції, при  $pH \leq 7$  такими центрами є оксалат-іони та молекули озону.

Істотне зниження ефективності МО при 10  $pH$  викликане активним утворенням гідроксильних радикалів у значній кількості, при якій згідно із законом діючих мас швидкість окиснення щавлевої кислоти істотно зростає і підвищення фізичної або «структурної» температури розчину та кількості активних зіткнень реагуючих частинок не дає значного приросту у швидкості реакції. Подальше підвищення кислотно-лужної реакції розчину більше 10  $pH$  змінює загальну картину окиснення у вигляді різкого зниження швидкості реакції

[183]. При озонуванні розчину з  $pH > 10$  озон розкладається з утворенням аніон-радикалів  $O_3^{\cdot-}$  та  $O^{\cdot-}$ , які є менш реакційно здатними, ніж гідроксильний радикал, і значно повільніше окиснюють оксалат-іони.

#### 4.4 Вплив температури розчину на ефективність магнітної обробки

Роль розчинника в кінетиці хімічних реакцій багатогранна. Залежно від типу реакції та її механізму головну роль у певних випадках відіграють специфічна і неспецифічна гідратація, утворення водневих зв'язків, перехідних комплексів і т. д. На кінетику окисно-відновних реакцій значною мірою впливає температура водного розчину [166, 167].

Підвищення температури розчинів сприяє як прямому прискоренню реакцій згідно з правилом Вант-Гоффа, так і інтенсифікації процесів розкладання озону з утворенням радикалів  $\cdot OH$ . Відповідно підвищення або зниження температури розчину щавлевої кислоти повинно відбитися на ефективності МО. Для перевірки цього положення була проведена серія дослідів. У кожному досліді готували експериментальний розчин із початковою концентрацією  $c(H_2C_2O_4) = 0,1$  кг/м<sup>3</sup>, кислотно-лужна реакція розчину підтримувалася в межах  $pH 7$  шляхом додавання розчину 1 % NaOH. Температури розчинів, що подавалися на МО та озонування, змінювалися в межах від 285 до 333 К, що відповідає діапазону температур в якому змінюється температура питної води, та є оптимальним для вивчення впливу температури оброблювальної води на ефективність МО.

Режим МО встановлювали на основі попередніх досліджень: швидкість зміни магнітної індукції  $\nu_B = 438 \cdot 10^{-3}$  Тл/с, тривалість обробки  $\tau = 0,5$  с. Подальше озонування розчинів, оброблених у магнітному полі в усіх дослідях, проводилося в аналогічних умовах із постійною витратою озono-повітряної суміші  $1,67 \cdot 10^{-6}$  м<sup>3</sup>/с та концентрацією озону  $c(O_3) = 0,16$  кг/м<sup>3</sup>. Озонування проводили в барботажному реакторі упродовж 1 200 с. Результати дослідів подані на рис. 4.10 (точки – експериментальні дані; лінія – теоретичний розрахунок).

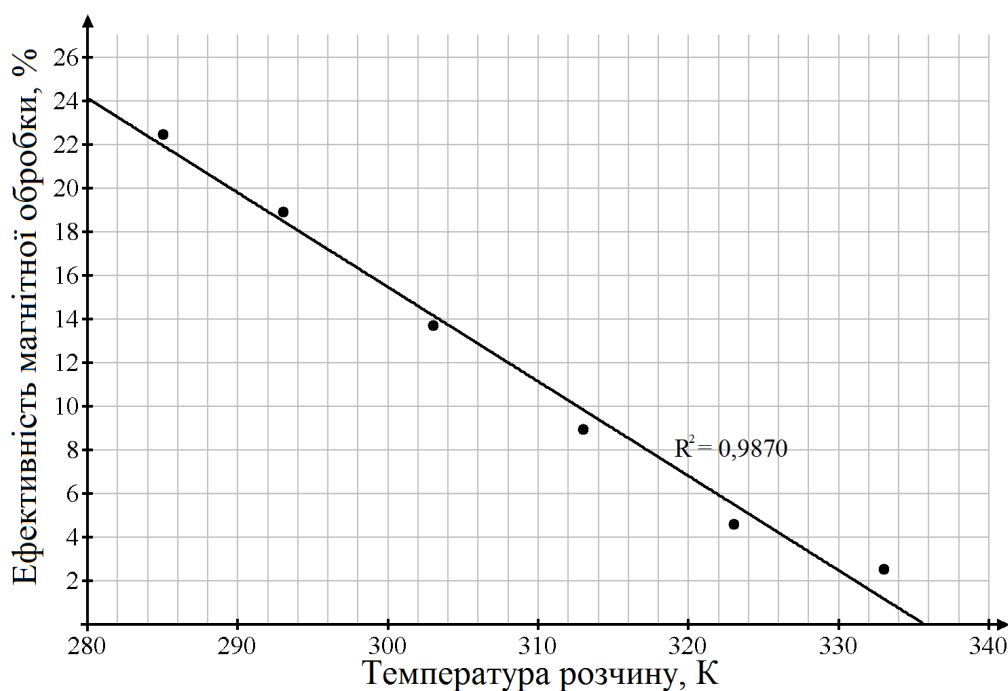


Рисунок 4.10 – Залежність ефективності МО від температури водного розчину

Статистичне оброблення результатів експерименту показала, що залежність ефективності МО від температури розчину апроксимується рівнянням регресії

$$E_{m.o} = -0,43271 \cdot T + 145,2801. \quad (4.12)$$

Математичне оброблення результатів експериментів показало, що коефіцієнт детермінації  $R^2$  становить 0,9870, а стандартна похибка оцінювання – 0,902.

Найбільша ефективність МО спостерігається при низьких температурах і знижується при підвищенні температури розчину. Згідно з графіком на рис. 4.10 ефективність обробки знижується з 22,45 % при 285 К до 2,5 % при 333 К, що передусім пов'язано із підвищенням фізичної температури розчину та зниженням енергії водневих зв'язків між молекулами води необробленого розчину [175], збільшенням теплового руху молекул, який руйнує льодоподібні структури води та зміщує орто/пара співвідношення ізомерів молекул води у бік ортоізомерів. На фоні цих процесів, враховуючи, що вплив МО подібний до підвищення фізичної температури розчину, така обробка не дає значного приросту повноти окиснення щавлевої кислоти при високих температурах.

## **4.5 Математична модель розрахунку ефективності впливу магнітної обробки на окиснення органічних речовин озоном**

### **4.5.1 Вихідна інформація**

Рух молекули води в неоднорідному магнітному полі, лінії магнітної індукції якого перпендикулярні до руху розчину, супроводжується порушенням кооперативних лібраційних коливань молекул у льодоподібних структурах. Останні за рахунок одержання ззовні енергії від зіткнень з оточуючими молекулами руйнуються з одночасним вивільненням параізомерів молекул води, які в подальшому за рахунок конверсії переходять в ортоізомери. Зміщення орто/пара співвідношення в бік ортоізомерів викликає появу змін фізико-хімічних властивостей водних розчинів та швидкості перебігу реакцій.

Поява пара-орто конверсії, що є результатом впливу неоднорідного магнітного поля, обумовлена цілим рядом факторів – швидкість зміни магнітної індукції, тривалість обробки, температура водного розчину та водневий показник оброблюваного розчину. Враховуючи велику кількість факторів, що впливають на результат МО, з метою вибору оптимальних конструктивних і режимних параметрів МО виникає необхідність у математичному моделюванні процесу.

Розроблення детермінованої математичної моделі розрахунку ефективності МО ускладнюється необхідністю урахування великої кількості різних факторів (основні з них – швидкість зміни індукції магнітного поля, тривалість обробки та фізико-хімічні властивості водних розчинів). Побудова моделі необхідна для прогнозування ефективності МО, розрахунку та проектування технологічних схем реалізації МО у системах питного водопостачання, а також налаштування й експлуатації у виробничих умовах апаратів МО [185]. Для побудови математичної моделі та проведення розрахунків шуканих величин використано спеціалізований програмний продукт Maple 7. Основні завдання полягають у тому, щоб:

- виконати побудову регресійної моделі (рівняння регресії);
- отримати довірчі інтервали для коефіцієнтів моделі;
- перевірити гіпотезу про значущість регресії;

– оцінити ступінь адекватності моделі.

Під час планування експерименту відбір факторів, які, ймовірно, впливають на ефективність МО, проводився на основі загальних принципів проектування апаратів МО з урахуванням можливості керування як конструктивними, так і режимними параметрами обробки, таблиця 4.4. Рівні варіювання факторів бралися відповідно до літературних даних, враховуючи необхідність мінімізації матеріаломісткості та енергоємності організації процесу обробки з одночасним забезпеченням високої ефективності процесу. Із метою забезпечення зручності практичного використання математичної моделі – за одиницю вимірювання швидкості зміни магнітної індукції брали несистемну одиницю – мТл/с, а за одиницю вимірювання температури води брали несистемну одиницю – °С. Перше обумовлено тим, що вимірювання величини магнітної індукції з використанням тесламетрів здійснюють у мТл, а друге обумовлене тим, що для оцінювання параметрів питної води згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10 використовується несистемна одиниця – °С.

Таблиця 4.4 – Фактори, що впливають на ефективність МО, та їх варіювання

Позначення факторів	Змінний фактор	Інтервал варіювання	Рівні варіювання		
			-1	0	+1
<i>Конструктивні фактори</i>					
$x_1$	Швидкість зміни магнітної індукції $\nu_B$ , мТл/с	25	125	457	788
<i>Режимні фактори</i>					
$x_2$	Температура $T$ , °С	1	12	36	60
$x_3$	Тривалість обробки $\tau$ , с	0,25	0,25	0,63	1
$x_4$	Водневий показник $pH$ , од.	3	4	7	10

Оскільки ефективність МО є деякою досліджуваною змінною  $Y$ , на яку впливає велика кількість взаємозв'язаних факторів  $x_i$ , побудова математичної моделі спрямована на пошук найбільш істотних факторів. А отримана модель повинна дозволити прогнозувати очікувану ефективність МО у технологічних схемах підготовки питної води. Для цього найбільш зручними є статистичні методи, що ґрунтуються на результатах математичної статистики. Для оцінювання очікуваної

величини ефективності з деякою довірчою ймовірністю одним зі зручних способів опису досліджуваних залежностей між факторами і результатом є лінійна регресія, метою якої є оцінювання умовного математичного сподівання [186]:

$$E[y | x] = f(x) . \quad (4.13)$$

Беручи до уваги той факт, що результати проведених досліджень (рис. 4.1–4.10) свідчать про відсутність лінійного зв'язку між результатом і факторами, які на нього впливають, побудову регресійної моделі будемо здійснювати із використанням припущення про поліноміальну залежність. Тому регресія (4.13) у нашому випадку одержить такого вигляду:

$$E_{m.o} = f(v_B; T; \tau; pH; v_B^2; v_B \cdot T; v_B \cdot \tau; v_B \cdot pH; T^2; T \cdot \tau; T \cdot pH; \tau^2; \tau \cdot pH; pH^2) \quad (4.14)$$

Перед тим, як побудувати регресійну модель з метою зменшення накопичення обчислювальних помилок, всі експериментальні дані (додаток Д) необхідно перевести в безрозмірну величину. Процедура обезрозмірювання проведемо, використовуючи метод ділення всіх значень окремого стовпчика в таблиці додатка Д на відповідні перші значення:

$$x_1^i = \frac{v_B^i}{v_B^1}, \quad x_2^i = \frac{T^i}{T^1}, \quad x_3^i = \frac{\tau^i}{\tau^1}, \quad x_4^i = \frac{pH^i}{pH^1}, \quad y^i = \frac{E_{m.o}^i}{E_{m.o}^1}, \quad i = \overline{1..n}, \quad (4.15-4.19)$$

де  $i$  – порядковий номер рядка ( $i = \overline{1..n}$ );

$n$  – кількість даних (у нашому випадку  $n = 33$ ).

Результати обезрозмірювання наведені в додатку Е. Обезрозмірювання дозволяє перейти від фізичної задачі до абстрактної математичної задачі і дає можливість використовувати формальні математичні методи розв'язання рівняння. Також обезрозмірювання дозволяє перейти від фізичних величин, які мають великі

та малі величини до їх безрозмірних аналогів, які мають порядок одиниць або десятків.

Для зручності побудови регресії із поліноміальною залежністю в математичному вигляді проведемо деякі перетворення (таблиця 4.5).

Таблиця 4.5 – Перетворення фізичних факторів у безрозмірні величини

Фактор	Фізична величина	Безрозмірна величина
Ефективність	$E_{m.o}$	$\bar{y}$
Швидкість зміни магнітної індукції	$\nu_B$	$x_1$
Температура	$T$	$x_2$
Тривалість обробки	$T$	$x_3$
Водневий показник	$pH$	$x_4$
Швидкість зміни магнітної індукції × Швидкість зміни магнітної індукції	$\nu_B^2$	$x_5$
Швидкість зміни магнітної індукції × Температура	$\nu_B \cdot T$	$x_6$
Швидкість зміни магнітної індукції × Тривалість обробки	$\nu_B \cdot \tau$	$x_7$
Швидкість зміни магнітної індукції × Водневий показник	$\nu_B \cdot pH$	$x_8$
Температура × Температура	$T^2$	$x_9$
Температура × Тривалість обробки	$T \cdot \tau$	$x_{10}$
Температура × Водневий показник	$T \cdot pH$	$x_{11}$
Тривалість обробки × Тривалість обробки	$\tau^2$	$x_{12}$
Тривалість обробки × Водневий показник	$\tau \cdot pH$	$x_{13}$
Водневий показник × Водневий показник	$pH^2$	$x_{14}$

#### 4.5.2 Регресійна модель ефективності магнітної обробки

У загальному випадку базова лінійна модель, яка використовуватиметься далі, записана у вигляді [186]:

$$y_i = a_0 + a_1x_{i1} + \dots + a_mx_{im} + u_i, \quad i = 1, 2, \dots, m, \quad (4.20)$$

де  $m$  – кількість досліджуваних факторів, таблиця 4.5.

Оцінювання невідомих сталих коефіцієнтів  $a_0, a_1, \dots, a_m$  у рівнянні 4.20 проводиться наближено. Якщо  $\bar{a}_0, \bar{a}_1, \dots, \bar{a}_m$  взяти як наближені значення параметрів  $a_0, a_1, \dots, a_m$ , то функція регресії (4.20) одержить вигляд:

$$\bar{y} = \bar{a}_0 + \bar{a}_1x_1 + \dots + \bar{a}_mx_m. \quad (4.21)$$





Модель 4.25 має коефіцієнт детермінації  $R^2 = 0,98$ , що є досить високим і описує високі імітаційні властивості одержаної моделі.

Перевірку значущості регресійної моделі проводимо за критерієм Фруда [186]:

$$F = \frac{R^2}{1-R^2} \frac{n-m-1}{m} = 62,99. \quad (4.26)$$

Перевірка показала, що знайдений критерій набагато більший за  $F_{кр} = 2,29$ , при  $\alpha = 0,05$  та ступенях вільності  $m = 14$  та  $n-m-1 = 18$ , це означає, що рівняння регресії є значущим.

Для перевірки значущості одержаних у моделі 4.25 коефіцієнтів рівняння регресії при  $\alpha = 0,05$  і  $n-m-1 = 18$  знаходимо  $t_{кр} = 2,101$  [186]. Результати перевірки наведено в таблиці 4.6.

Таблиця 4.6 – Рівень значущості коефіцієнтів одержаної регресії

Змінна	Коефіцієнт	Рівень значущості	Змінна	Коефіцієнт	Рівень значущості
$x_1$	$a_1$	10,80648	$x_8$	$a_8$	-6,12231
$x_2$	$a_2$	-1,76512	$x_9$	$a_9$	0,19590
$x_3$	$a_3$	3,83663	$x_{10}$	$a_{10}$	0,89043
$x_4$	$a_4$	2,43410	$x_{11}$	$a_{11}$	3,06232
$x_5$	$a_5$	-6,54974	$x_{12}$	$a_{12}$	-8,88540
$x_6$	$a_6$	-6,74462	$x_{13}$	$a_{13}$	-0,58179
$x_7$	$a_7$	0,07792	$x_{14}$	$a_{14}$	-3,68105

Із таблиці 4.6 бачимо, що не всі коефіцієнти є значущими. Найбільш не значущими є 7-й, 9-й, 10-й та 13-й коефіцієнти, тобто вони неістотно впливають на  $\hat{y}$  і їхнім впливом можна знехтувати. Тому при подальшому моделюванні відповідні фактори не будуть враховані.

Після відсіювання незначущих коефіцієнтів рівняння 4.23 одержить вигляд:

$$\hat{y} = \hat{a}_0 + \hat{a}_1 x_1 + \hat{a}_2 x_2 + \hat{a}_3 x_3 + \hat{a}_4 x_4 + \hat{a}_5 x_5 + \hat{a}_6 x_6 + \hat{a}_7 x_8 + \hat{a}_8 x_{11} + \hat{a}_9 x_{12} + \hat{a}_{10} x_{14}. \quad (4.27)$$

Виключивши з розгляду незначущі змінні, побудуємо регресію, що містить лише ті змінні, які істотно впливають на результат (ефективність МО):

$$\hat{y} = -5,63536 + 2,37098x_1 - 0,74565x_2 + 6,67069x_3 + 1,82439x_4 - 0,12254x_5 - 0,21936x_6 - 0,41467x_8 + 0,45254x_{11} - 2,09705x_{12} - 0,84012x_{14}. \quad (4.28)$$

Одержана модель має коефіцієнт детермінації  $R^2 = 0,9753$ , що є нижчим за попередню модель, проте залишається досить високим і описує високі імітаційні властивості моделі.

Перевірка значущості отриманої моделі

$$F = \frac{R^2}{1 - R^2} \frac{n - m - 1}{m} = 86,75. \quad (4.29)$$

показала, що розрахований критерій Фруда набагато перевищує  $F_{кр} = 2,30$  при  $\alpha = 0,05$  і ступенях вільності  $m = 10$  та  $n - m - 1 = 22$ , а, отже, модель є значущою.

Результати перевірки значущості коефіцієнтів рівняння 4.28 при  $\alpha = 0,05$ , та  $n - m - 1 = 22$  та  $t_{кр} = 2,074$  наведено в таблиці 4.7.

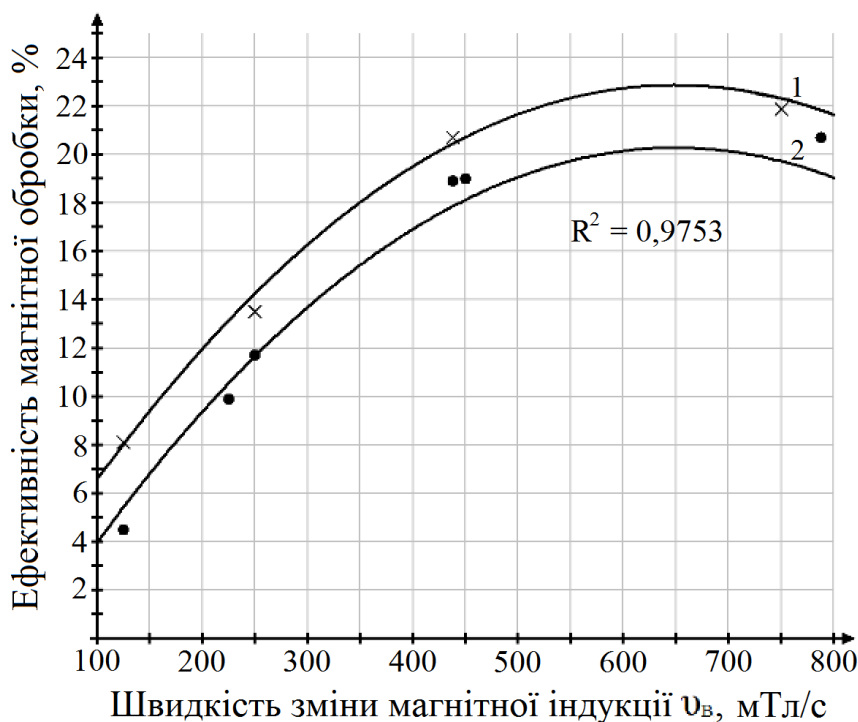
Таблиця 4.7 – Рівень значущості коефіцієнтів уточненої регресії

Змінна	Коефіцієнт	Рівень значимості	Змінна	Коефіцієнт	Рівень значимості
$x_1$	$a_1$	13,60629	$x_6$	$a_6$	-7,21546
$x_2$	$a_2$	-3,49489	$x_8$	$a_7$	-6,56582
$x_3$	$a_3$	13,19762	$x_{11}$	$a_8$	4,82456
$x_4$	$a_4$	3,22377	$x_{12}$	$a_9$	-11,30452
$x_5$	$a_5$	-8,64592	$x_{14}$	$a_{10}$	-5,66832

Згідно з таблицею 4.7 усі коефіцієнти є значущими, а модель відповідає всім необхідним умовам [186]. Для зручності практичного використання від безрозмірних величин перейдемо до кількісних фізичних факторів, які впливають на ефективність МО. Використаємо формули 4.15–4.19 для зворотного переходу. Таким чином, отримана регресійна модель одержить кінцевого вигляду:

$$E_{\text{м.о.}} = -38,4895 + 0,1296v_B - 0,4244T + 91,1216\tau + 3,1151pH - 0,000054v_B^2 - 0,00099v_B \cdot T - 0,00566v_B \cdot pH + 0,0644T \cdot pH - 57,2914\tau^2 - 0,3586pH^2. \quad (4.30)$$

Отже, в результаті статистичної та математичної обробки експериментальних даних побудована математична модель процесу МО для прогнозування ефективності МО для приросту ступеня окиснення органічних речовин на стадії озонування. Перевірка адекватності моделі 4.30, проведена із використанням регресійно-кореляційного аналізу, показала наявність тісного кореляційного зв'язку між ефективністю МО та досліджуваними факторами. Відносна похибка при порівнянні розрахункових (лінії на рис. 4.11) та експериментальних даних (точки на рис. 4.11) не перевищує 8 %.



точки – експеримент; лінії – розрахунок за моделлю; 1 –  $\tau = 1$  с; 2 –  $\tau = 0,5$  с

Рисунок 4.11 – Залежність ефективності МО від швидкості зміни магнітної індукції при температурі 20 °С та при  $pH$  7

В умовах роботи із зразком апарата МО критичний момент настає при збільшенні швидкості зміни магнітної індукції  $\nu_B$  вище  $800 \cdot 10^{-3}$  Тл/с. Подальше підвищення  $\nu_B$  призводить до падіння ефективності МО через зростання енергії взаємодії спіну протона водню  $W$  із зовнішнім магнітним полем. З графіка на рис. 4.11 можна визначити, що математична модель дозволяє з високою імовірністю прогнозувати ефективність МО природних вод перед подачею на озонування.

### 4.5.3 Оцінювання прогнозних властивостей математичної моделі

У зв'язку з певними незручностями практичного використання моделі 4.30 можливий варіант побудови ліній відгуку  $E_{m.o}$  залежно від швидкості зміни магнітної індукції  $\nu_B$  і тривалості обробки  $\tau$ . Рівняння таких ліній матиме вигляд

$$E_{m.o} = f(\nu_B, \tau) = const. \quad (4.31)$$

При фіксованих значеннях  $T$  і  $pH$  величина  $E_{m.o}$  залишається функцією, що залежить лише від двох змінних  $\nu_B$  і  $\tau$ . Для побудови ліній використано результати математичних розрахунків за моделлю 4.30, рис. 4.12–4.14.

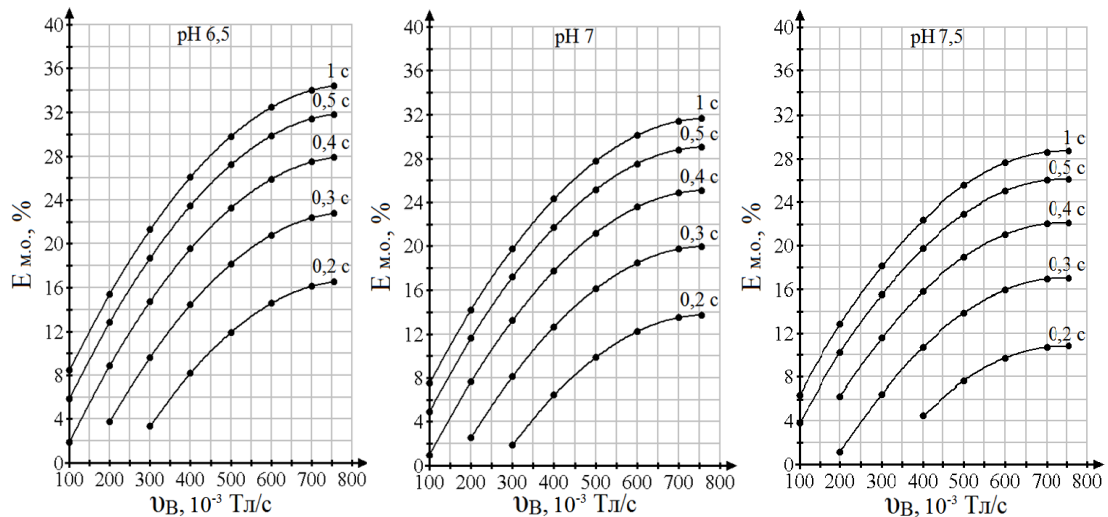


Рисунок 4.12 – Ефективність МО ( $E_{m.o}$ ) залежно від швидкості зміни магнітної індукції ( $\nu_B$ ) і тривалості МО при температурі води 7 °С (280 К) та за різних величин  $pH$

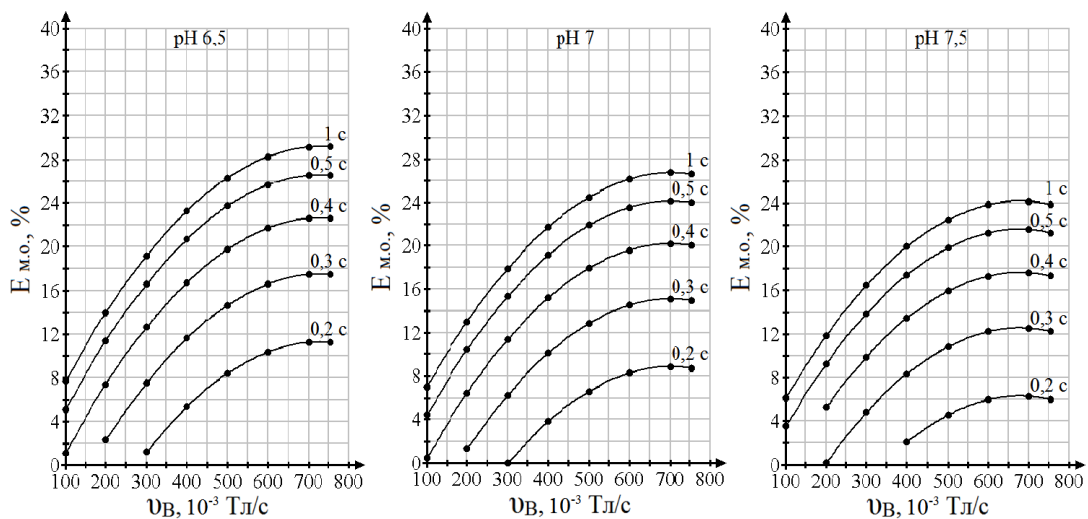


Рисунок 4.13 – Ефективність МО ( $E_{m.o}$ ) залежно від швидкості зміни магнітної індукції ( $\nu_B$ ) і тривалості МО при температурі води 14 °С (287 К) за різних величин  $pH$

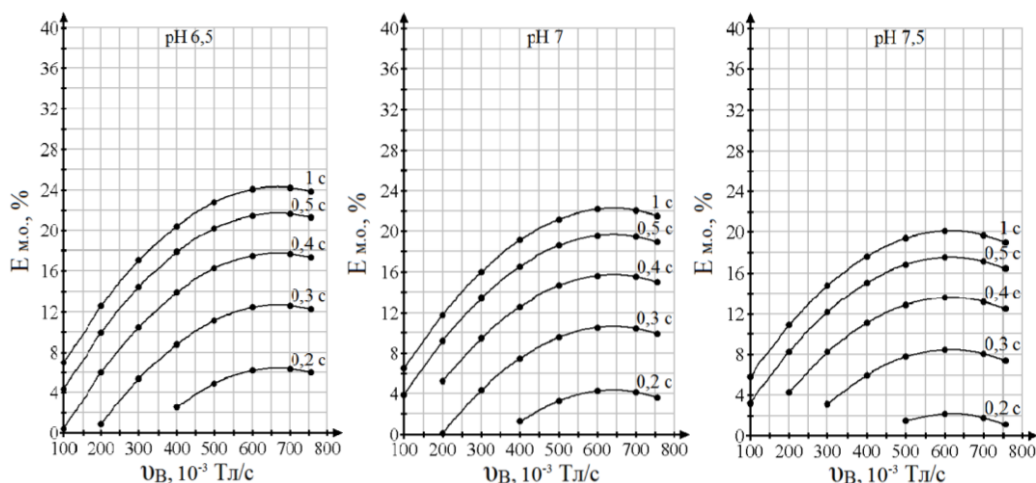


Рисунок 4.14 – Ефективність МО ( $E_{M.O}$ ) залежно від швидкості зміни магнітної індукції ( $v_B$ ) і тривалості МО при температурі води 21 °С (294 К) за різних величин  $pH$

У ході вивчення впливу конструктивних та режимних параметрів роботи лабораторного апарата МО на ефективність подальшого окиснення органічних речовин була встановлена взаємозалежність між величинами, одержаними дослідним шляхом та результатами розв'язання математичної моделі.

Для оцінювання прогнозних властивостей одержаної моделі проведено пілотні дослідження з вивчення впливу МО на ефективність озонування природних вод, відібраних із поверхневих джерел, що піддаються постійному антропогенному навантаженню і мають перевищення показників щодо органічного забруднення. Як об'єкт дослідження вибрана природна вода, відібрана з поверхневого джерела – річки Псел у межах міста Сум. На території міста до води річки Псел постійно надходять забруднювальні речовини, зокрема органічні домішки й біогенні елементи за рахунок скиду стічних вод та розосередженого надходження зливових вод із площі водозбору в межах міста.

Аналіз проб води на вміст органічних речовин за показником ПО здійснювався за чинною методикою ГОСТ 23268.12-91 «Воды минеральные питьевые лечебные, лечебно-столовые и природные столовые. Метод определения перманганатной окисляемости». Результати аналізу відібраних проб показали, що величина ПО для води із річки Псел на момент відбору становила 13,2 мгО<sub>2</sub>/л.

Перевірка прогнозних властивостей одержаної математичної моделі 4.30 проводилася на базі розробленого експериментального стенда. Підбір параметрів

процесу озонування води проводився на основі загальних рекомендацій [99] та за результатами промислових випробувань, наведених у праці [13]. Таким чином, при величині  $ПО$  13,2 мгО<sub>2</sub>/л оптимальна доза озону становить від  $3 \cdot 10^{-3}$  до  $5 \cdot 10^{-3}$  кг/м<sup>3</sup>. У наших дослідах доза озону становила  $4,3 \cdot 10^{-3}$  кг/м<sup>3</sup>. Озонування проводилося в барботажному реакторі при температурі 292,2 К (19,2 °С), водневий показник  $pH$  становив 7,43.

З метою оцінювання прогнозних властивостей розробленої в роботі математичної моделі, МО досліджуваної води проводили при різних режимах МО (табл. 4.8). Ефективність окиснення органічних речовин встановлювали за показником  $ПО$  та розраховували із використанням виразу

$$E = \frac{ПО_n - ПО_k}{ПО_n} \cdot 100, \quad (4.32)$$

де  $ПО_n$  – початкова величина перманганатної окиснюваності, мгО<sub>2</sub>/л;

$ПО_k$  – кінцева величина перманганатної окиснюваності, мгО<sub>2</sub>/л.

Ефективність МО розраховували із використанням виразу 2.3.

Таблиця 4.8 – Порівняння даних, одержаних експериментальним шляхом із результатами модельних розрахунків

Параметри МО		Початкова ПО $ПО_n$ , мгО <sub>2</sub> /л	Кінцева ПО $ПО_k$ , мгО <sub>2</sub> /л	Ефективність окиснення $E$ , %	Ефективність МО		Відносна похибка $\delta$ , %
$v_B$ , 10 <sup>-3</sup> Тл/с	$\tau$ , с				Експер. $E'_{м.о}$ , %	Модель $E_{м.о}$ , %	
–	–	13,20	8,18	38,03	–	–	–
250	0,5	13,20	7,68	41,82	9,96	10,88	9,24
438	0,5	13,20	7,29	44,77	17,73	16,77	5,40
438	1	13,20	7,25	45,08	18,53	19,36	4,48

Відносна похибка  $\delta$  %, визначалася як відношення різниці між модельною  $E_{м.о}$  і експериментальною ефективністю МО  $E'_{м.о}$  до ефективності МО, одержаної експериментальним шляхом  $E'_{м.о}$ :

$$\delta = \frac{E_{м.о} - E'_{м.о}}{E'_{м.о}} \cdot 100. \quad (4.33)$$

Відносна похибка одержаних даних із таблиці 4.8 не перевищує 10 %. Одержана математична модель у цілому має високі імітаційні властивості й може успішно використовуватися для прогнозу очікуваної ефективності МО.

На відміну від експериментальних розчинів, що використовувалися у попередніх дослідженнях, де завдяки «чистоті» розчину водневі зв'язки між молекулами води були рівноцінними. Зміни в молекулах води під впливом магнітного поля, а саме ймовірність появи пара-орто конверсії, були практично однаковими для всіх молекул. У природних водах, які є багатокомпонентними розчинами, що завжди містять тверді домішки, мінеральні та органічні речовини в різних співвідношеннях викликають різну поляризацію молекул води, зміщення орто/пара співвідношення, послаблення або посилення лібраційних частот молекул води, що може впливати на ефективність МО в більший або менший бік [16, 110, 187].

Виходячи з даних таблиці 4.8 та одержаних величин відносної похибки, для уточнення прогнозу величини ефективності МО на практиці необхідно враховувати мінеральний склад природних вод, концентрацію неорганічних домішок, їх природу та співвідношення. Отже, необхідним є проведення передпроектних досліджень на воді, забраної з певного джерела водопостачання в конкретних умовах місця забору води.

#### **Висновки до розділу 4**

1. Досліджено вплив режимних та конструктивних параметрів МО на ефективність подальшого окиснення органічних речовин озоном.

2. Отримано регресійні залежності ефективності МО від ряду параметрів: швидкості зміни магнітної індукції, гідродинамічного режиму проходження розчину в магнітному полі, кислотно-лужної реакції і температури водного розчину.

3. Відмічено, що при зміні ламінарного режиму руху розчину ( $Re = 1992$ ) на перехідний ( $Re = 7470$ ) або турбулентний режим ( $Re = 13446$ ) ефективність МО



зростає до максимальних величин і при подальшому підвищенні числа  $Re$  не змінюється.

4. Встановлено робочий режим апарата МО. Найбільша ефективність МО досягається при величині швидкості зміни магнітної індукції в межах від  $700 \cdot 10^{-3}$  –  $800 \cdot 10^{-3}$  Тл/с. Тривалість МО повинна встановлюватися в межах від 0,5 до 1 с. Режим руху водного розчину в трубі апарата МО повинен встановлюватися турбулентний.

5. Встановлена природа зниження ефективності МО при підвищенні величини швидкості зміни магнітної індукції вище  $800 \cdot 10^{-3}$  Тл/с.

6. Експериментальні дослідження дозволили встановити, що максимальна ефективність МО не перевищує величину 22,5 %.

7. Встановлено, що ефективність МО знижується під час обробки водних розчинів із лужною реакцією.

8. З'ясовано, що внесок МО у зростання ефективності подальшого окиснення органічних речовин озоном із підвищенням температури розчину істотно знижується.

9. Розроблено математичну модель розрахунку очікуваної ефективності МО залежно від конструктивних та режимних параметрів роботи апаратів МО і фізико-хімічних властивостей оброблюваного водного розчину.

10. Проведено перевірку адекватності одержаної математичної моделі та її прогнозних властивостей на прикладі води річки Псел. Побудовано лінії відгуку у вигляді графічних залежностей для визначення оптимальних параметрів МО за визначених температур води і величин кислотно-лужної реакції.

## **РОЗДІЛ 5**

### **ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ МІСТ**

Погіршення екологічного стану водних джерел, підвищення середніх концентрацій домішок різної природи, моральний і фізичний знос устаткування на водопровідних станціях та вторинне забруднення питної води при її транспортуванні знижують рівень екологічної безпеки систем водопостачання. Така тенденція є характерною для багатьох регіонів України, що обумовлює необхідність вдосконалення систем водопостачання з урахуванням екологічної безпеки та впровадження інноваційних технологій очищення води. На особливу увагу заслуговує вибір методики оцінювання показників безпеки та якості води на виході зі станцій очищення питної води, яка дозволить разом із дотриманням нормативних значень якості води прогнозувати ризик у водопостачанні і завчасно його попереджувати.

#### **5.1 Екологічний підхід до оцінки рівня безпеки питного водопостачання**

Безпека питного водопостачання включає систему взаємозалежних складових, які в сукупності забезпечують технічну, санітарно-гігієнічну та екологічну безпеку [188]. Остання спрямована на створення умов надійної безпеки життя і діяльності людини через управління небезпеками, які є наслідком функціонування природних об'єктів, що перебувають під впливом антропогенних факторів. Якість води є джерелом небезпеки, а система водопостачання – комплексом технологій та процесів, що забезпечують захищеність здоров'я людини. Відкритим залишається питання щодо методологічного підходу до оцінювання рівня екологічної безпеки питної води, що подається споживачу. Стандартною методикою оцінювання показників безпеки та якості питної води є

встановлення відповідності вмісту шкідливих речовин чинним нормативам (ДСанПіН 2.2.4-171-10).

Попередні результати обробки статистичних даних [14] показали, що в Україні поверхневі водні об'єкти, які є джерелами питного водопостачання, піддаються значному антропогенному впливу, що формує небезпеку здоров'ю і життю людини. При вирішенні подібної проблеми особливий інтерес становить дослідження цього питання з точки зору екологічної безпеки систем питного водопостачання. У цьому плані істотну роль відіграє оцінювання техногенного навантаження факторів людської діяльності на середовище проживання людини, яке базується на показниках ступеня зміни здоров'я людини з врахуванням причинно-наслідкових взаємозв'язків у системі «організм людини – середовище існування».

Останнім часом поступово здійснюється перехід від існуючої системи оцінювання якості питної води за принципом «відповідає – не відповідає» до можливості встановлення кількісних та якісних характеристик наслідків негативного впливу на здоров'я людини, обумовленого екологічним станом джерел питного водопостачання та ефективністю роботи водопровідних станцій [12, 189]. В основі подібних підходів використовується оцінка потенційного ризику, що визначається як ймовірність настання порушення здоров'я або настання смерті людини, обумовлених дією екологічного фактора упродовж тривалого часу.

У запропонованій нами моделі управління екологічною безпекою в питному водопостачанні, схематично наведеній у додатку Ж, за основу взята концептуальна модель оцінки техногенного навантаження з врахуванням поетапності настання небезпеки, наведена у праці [190]. Враховуючи особливості природних і техногенних процесів надходження/продукування забруднювальних речовин у джерелах водопостачання [7, 9, 26, 35, 36], заходи, спрямовані на їх контроль, попередження та повне виключення (позиція I у додатку Ж), є малоефективними. При цьому забезпечення надійних умов життєдіяльності людини можливе шляхом мінімізації наслідків таких процесів (позиція II в

додатку Ж) через застосування вискоєфективних методів видалення забруднювальних речовин із питної води в системах водопостачання міст [12].

Основне завдання зводиться до одержання та узагальнення інформації щодо можливого впливу забруднювальних речовин на здоров'я людини, необхідної для прийняття оптимальних управлінських рішень щодо усунення або зниження загроз здоров'ю людини та оцінювання ефективності застосовуваних технологій. Вирішення такого завдання потребує розроблення інструменту оцінки небезпек, які несе питна вода для людини, через визначення величин потенційних ризиків негативного впливу питної води на здоров'я людини та прогнозування очікуваних наслідків.

## **5.2 Оцінювання екологічної безпеки питного водопостачання з аналізом потенційних ризиків для здоров'я людини**

В умовах, коли пріоритетним завданням у галузі питного водопостачання є забезпечення питною водою населення, безпечною для здоров'я, існує необхідність у технічному переоснащенні та вдосконаленні водоочисних технологій. Вирішення проблеми надлишкового вмісту органічних речовин у питній воді значно поліпшується впровадженням блока озонування в системах питного водопостачання міст, широке застосування якого обмежене через енергоємність процесу і високі експлуатаційні витрати. У нашій країні блок озонування впроваджений на Дніпровській водопровідній станції (ДнВС) м. Києва, він працює посезонно лише для зниження надлишкового вмісту марганцю у воді. У свою чергу, на всіх водопровідних станціях в Україні, включаючи ДнВС, зниження надлишкового вмісту органічних речовин здійснюється окисненням хлором або його похідними [3, 96].

Забезпечення відповідності питної води високим вимогам безпеки шляхом впровадження нових методів очищення, заміни реагентів, зміни режимів дозування реагентів і т. д. може привести до економічної недоцільності більш повного видалення забруднень із води, тому видалення потенційно небезпечних

домішок, як правило, проводять доведенням показників хімічного складу до нормативних величин. У більшості випадків цього достатньо для забезпечення населення нормативно чистою водою, показники якої не перевищують встановлені законодавством норми. Однак застосування традиційних технологій очищення на централізованих водопровідних станціях і доведення вмісту домішок до рівня *ГДК* не дозволяє забезпечити населення питною водою високої якості [3, 14]. Впровадження нових високоефективних методів для видалення органічних речовин є необхідним, що дозволить знизити величини потенційних ризиків здоров'ю людини, але беручи до уваги енерго- і ресурсомісткість методів очищення, на практиці завжди враховується необхідність поєднання економічних та екологічних інтересів підприємств.

Згідно з чинними нормами ДСанПіН 2.2.4-171-10 загальний вміст органічних речовин у питній воді нормується за санітарно-токсикологічним характером шкідливості (перманганатна окиснюваність), тому оцінку потенційного ризику здоров'ю людини необхідно проводити, базуючись на основних принципах методології оцінки неканцерогенного ризику, що відображає ймовірність розвитку загрози для життя або здоров'я нинішніх та майбутніх поколінь.

Наявність варіацій у фізичному стані людей, вікових та статевих відмінностей, складність контролю таких визначальних ризик – параметрів, як доза, час впливу, специфіка надходження речовин до організму і т. д., зумовлюють ймовірнісний характер несприятливих наслідків. При оцінці ризику від тривалого впливу окремої забруднювальної речовини величина ризику *Risk* береться як функція дози токсиканта, що надійшов до організму, а аналіз ризику орієнтований на оцінку очікуваного (потенційного) зростання захворюваності населення.

Оцінку величини та рівня ризику *Risk* доцільно проводити із використанням чинних та загальноприйнятих методик. На даний час найбільш інформативною є методика [191], що базується на тому положенні, що порогова концентрація речовини в питній воді є мінімальною концентрацією, при якій у групі населення, що піддається негативному впливу при вживанні питної води, проявляються достовірні відхилення показників стану організму від аналогічних у контрольній

групі. Величина порогової концентрації  $C_{lim}$  пов'язана з нормативами  $\Gamma ДК$  через коефіцієнт запасу  $K_3$ . Для оцінки потенційного неканцерогенного ризику погіршення здоров'я від тривалого вживання питної води використовується вираз [191]:

$$Risk = 1 - \exp\left(\left(\frac{\ln(0,84)}{\Gamma ДК \cdot K_3}\right) \cdot C\right), \quad (5.1)$$

де  $C$  – середньорічна концентрація речовини, що надходить до організму людини з питною водою упродовж тривалого часу, мг/л;

$\Gamma ДК$  – гранично допустима концентрація речовини у питній воді, мг/л;

$K_3$  – коефіцієнт запасу при нормуванні домішок у питній воді, в основному береться таким, що дорівнює 10, для речовин із вираженою ймовірністю віддалених наслідків (канцерогенів)  $K_3$  береться таким, що дорівнює 100.

Специфіка синергетичного ефекту [191] від впливу всіх забруднювальних речовин у питній воді засвідчує, що доведення їх вмісту до нормативних величин не завжди є достатньою умовою забезпечення стабільної медико-екологічної ситуації в регіоні. Тривалий вплив різних хімічних та органічних речовин загальнотоксичного характеру на рівні малих концентрацій характеризується однотипним неспецифічним впливом і призводить до прояву однакових клінічних симптомів. У цьому випадку під час оцінки неканцерогенного ризику для здоров'я людини від вживання питної води необхідним є урахування сумарного впливу всіх домішок у питній воді, що є потенційними токсикантами, використовуючи вираз

$$Risk_{сум} = 1 - (1 - Risk_1) \cdot (1 - Risk_2) \cdot (1 - Risk_3) \cdot \dots \cdot (1 - Risk_n). \quad (5.2)$$

де  $Risk_{сум}$  – ризик для здоров'я від сумарного впливу всіх домішок у питній воді;

$Risk_1 \dots Risk_n$  – ризик для здоров'я від впливу окремої домішки.

Для аналізу одержаних величин неканцерогенного ризику застосовується рангова шкала за п'ятьма рівнями ризику, таблиця 5.1. Згідно з [191] величина ризику до 0,05 одиниць розглядається як прийнятний ризик.

Таблиця 5.1 – Характеристика величин неканцерогенних ризиків [191]

Величина ризику	Рівень небезпеки	Опис
До 0,05	Прийнятний	Відсутні несприятливі медико-екологічні тенденції
Від 0,05 до 0,16	Викликає занепокоєння	Виникає тенденція до зростання неспецифічної патології
Від 0,16 до 0,50	Небезпечний	Виникає достовірною тенденція до зростання неспецифічної патології при появі одиничних випадків специфічної патології
Від 0,50 до 0,84	Надзвичайно небезпечний	Виникає достовірне зростання неспецифічної патології при появі значної кількості випадків специфічної патології, а також тенденція до збільшення смертності населення
Від 0,84 до 1	Катастрофічний	Забруднення довкілля в даному разі перейшло в інший якісний стан (поява випадків хронічного отруєння, зміна структури захворюваності, достовірною тенденція до зростання смертності та ін.)

Для оцінювання придатності такого підходу в управлінні екологічною безпекою систем питного водопостачання проведено оцінювання потенційного неканцерогенного ризику погіршення здоров'я населення міста Києва, яке споживає питну воду з Деснянської (ДесВС) та Дніпровської (ДнВС) водопровідних станцій [96]. На ДесВС водозабір здійснюється з р. Десни, де використовується класична схема реагентного очищення води з відстоюванням та фільтруванням. Наявність поточних даних про якість питної води на виході з ДесВС [96] дозволили детально оцінити рівень потенційного неканцерогенного ризику погіршення здоров'я населення за величинами  $Risk$  та  $Risk_{сум}$ .

Першим етапом був розрахунок максимально можливих усереднених (середньорічних) концентрацій  $C_{сеп}$  шкідливих речовин за досліджуваний період із забезпеченням рівня значущості ( $P$ ) розміром 5 % за таким алгоритмом:

1. Середня величина концентрації домішки за досліджуваний період

$$C_{сеп} = \sum C_i / n, \quad (5.3)$$

де  $C_i$  – концентрація речовини в кожному замірі, мг/л;

$n$  – кількість замірів.

2. Середньоквадратичне відхилення, мг/л

$$\sigma = \sqrt{\sum (C_i - C_{сеп})^2 / n - 1}. \quad (5.4)$$

## 3. Помилка середньої величини

$$m = \sigma / \sqrt{n}. \quad (5.5)$$

4. Усереднена (середньорічна) концентрація домішки у питній воді із забезпеченням 5 % рівня значущості ( $P$ )

$$C_{усер} = C_{сер} + (t \cdot m), \quad (5.6)$$

де  $t$  – критерій Стюдента, його величина залежить від кількості замірів.

Для ДесВС розрахунок за наведеним алгоритмом надано у вигляді розрахункової таблиці 5.2. Вихідні дані взяті з офіційного сайту Київводоканалу, за 2015 рік [96] та наведені в додатку І.

Таблиця 5.2 – Розрахунок усереднених концентрацій домішок у питній воді з ДесВС за 2015 рік

Показник <sup>1</sup>	Середня концентрація у воді	Кількість замірів	Сума квадратів різниці	Середньо-квадратичне відхилення	Помилка середньої величини	Критерій Стюдента ( $P = 0,05$ )	Річна усереднена концентрація
	$C_{сер}, \text{мг/л}$		$n$				
Алюміній	0,11	26	0,0282	0,0336	0,0066	2,056	0,13
Амоній	0,21	26	0,0745	0,0546	0,0107	2,056	0,23
Нітрати	2,20	26	54,5096	1,4766	0,2896	2,056	2,80
Окиснюваність ПО	4,22	26	6,1204	0,4948	0,0970	2,056	4,42
Залізо	0,12	26	0,0108	0,0208	0,0041	2,056	0,13
Марганець	0,03	26	0,0087	0,0187	0,0037	2,056	0,04
Хлор залиш. зв'яз.	1,18	26	0,6671	0,1633	0,0320	2,056	1,25
Жорсткість	4,40	26	4,0446	0,4022	0,0789	2,056	4,57
Нітрити	0,008	26	0,0002	0,0025	0,0005	2,056	0,009

Примітка: 1 – потенційно небезпечні речовини у питній воді

Розрахунок величини  $Risk$  для кожної речовини та сумарний ризик  $Risk_{сум}$  від вживання питної води з ДесВС подано в таблиці 5.3 та на рис. 5.1.



Таблиця 5.3 – Розрахунок потенційних неканцерогенних ризиків здоров'ю людини при вживанні питної води з ДесВС за 2015 рік

Показник <sup>1</sup>	Гранично допустима концентрація <sup>2</sup>	Концентрація у питній воді <sup>3</sup>	Коефіцієнт запасу	Неканцер. ризик	Сумарний Ризик
	<i>ГДК</i> , мг/л	<i>C<sub>усер</sub></i> , мг/л	<i>K<sub>з</sub></i>	<i>Risk</i>	<i>Risk<sub>сум</sub></i>
Алюміній	0,5	0,13	10	0,0044	0,0500
Амоній	2,6	0,23	10	0,0015	
Нітрати	50	2,80	100	0,0001	
Окиснюваність ПО	5	4,42	10	0,0153	
Залізо	1	0,13	10	0,0022	
Марганець	0,5	0,04	10	0,0014	
Хлор залиш. зв'яз.	1,2	1,25	10	0,0179	
Жорсткість	10	4,57	10	0,0079	
Нітрити	0,1	0,009	100	0,0002	

Примітка: 1 – потенційно небезпечні речовини у питній воді; 2 – норматив згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10; 3 – середньорічна концентрація відповідної забруднювальної речовини впродовж 2015 року

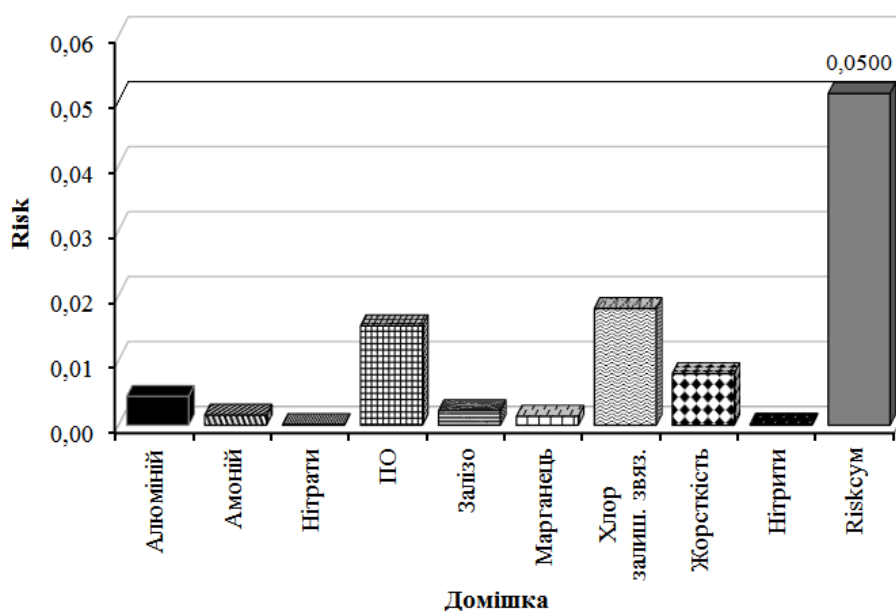


Рисунок 5.1 – Порівняння величин неканцерогенних ризиків від впливу окремих домішок та їх сумарного впливу при вживанні питної води з ДесВС

Аналізуючи одержані дані, можна зробити висновок, що вміст кожної забруднювальної речовини у питній воді не перевищує встановленні законодавством гранично допустимі концентрації, за винятком хлору залишкового зв'язаного. Розрахунок величини *Risk*, поданий в таблиці 5.3 та на рисунку 5.1, свідчить, що потенційний неканцерогенний ризик прояву порушень стану здоров'я людини окремо за кожною речовиною не перевищує рівня

прийняттого ризику. Однак оцінювання величини сумарного ризику  $Risk_{сум}$  від впливу всіх забруднювальних речовин у питній воді показало, що сумарний ризик для здоров'я наближається до максимально можливого прийняттого ризику. Серед поданих забруднювальних речовин у питній воді ДесВС найбільш значення в сумарній величині ризику  $Risk_{сум}$  має вміст у воді хлору залишкового зв'язаного та вміст органічних речовин за показником *ПО*, що пов'язане з низькою ефективністю роботи ДесВС, яка очищує воду за традиційною схемою очищення – окиснення органічних речовин із використанням хлору.

Водопостачання міста Києва також забезпечується з ДнВС, яка використовує воду з р. Дніпра, на станції спроектована класична схема реагентного очищення води з відстоюванням та фільтруванням [96]. До 2015 року в питній воді з ДнВС постійно фіксувалося перевищення вмісту органічних речовин за показником *ПО* (додатки К та Л).

Результати оцінювання показників безпеки питної води з ДнВС станом на 2015 рік та відповідні розрахунки наведені в таблиці 5.4. Вихідні дані щодо якості питної води з ДнВС за 2015 рік наведені в додатку М.

Таблиця 5.4 – Розрахунок усереднених концентрацій домішок у питній воді з ДнВС за 2015 рік

Показник <sup>1</sup>	Середня концентрація у воді	Кількість замірів	Сума квадратів різниці	Середньо-квадратичне відхилення	Помилка середньої величини	Критерій Стьюдента ( $P = 0,05$ )	Річна усереднена концентрація
	$C_{сер}, мг/л$						
Алюміній	0,15	26	0,106	0,06504	0,01276	2,056	0,18
Амоній	0,18	26	0,126	0,07112	0,01395	2,056	0,21
Нітрати	2,30	26	85,000	1,84391	0,36162	2,056	3,04
Окиснюваність ПО	4,82	26	1,506	0,24545	0,04814	2,056	4,92
Залізо	0,10	26	0	0	0	2,056	0,10
Марганець	0,04	26	0,002	0,00936	0,00183	2,056	0,05
Хлор залиш. зв'яз.	1,19	26	0,763	0,17472	0,03426	2,056	1,26
Жорсткість	3,56	26	6,173	0,49690	0,09745	2,056	3,76
Нітрити	0,003	26	0,00005	0,00139	0,00027	2,056	0,004

Примітка: 1 – потенційно небезпечні речовини у питній воді

Розрахунок величини  $Risk$  для кожної речовини та сумарний ризик  $Risk_{\text{сум}}$  від вживання питної води з ДнВС наведено в таблиці 5.5 та на рис. 5.2.

Таблиця 5.5 – Розрахунок потенційних неканцерогенних ризиків здоров'ю людини при вживанні питної води з ДнВС за 2015 рік

Показник <sup>1</sup>	Гранично допустима концентрація <sup>2</sup>	Концентрація у питній воді <sup>3</sup>	Коефіцієнт запасу	Неканцер. ризик	Сумарний ризик
	$ГДК, \text{мг/л}$	$C_{\text{усер}}, \text{мг/л}$	$K_3$	$Risk$	$Risk_{\text{сум}}$
Алюміній	0,5	0,18	10	0,0062	0,0519
Амоній	2,6	0,21	10	0,0014	
Нітрати	50	3,04	100	0,0001	
Окиснюваність ПО	5	4,92	10	0,0170	
Залізо	1	0,10	10	0,0017	
Марганець	0,5	0,05	10	0,0016	
Хлор залиш. зв'яз.	1,2	1,26	10	0,0181	
Жорсткість	10	3,76	10	0,0065	
Нітрити	0,1	0,004	100	0,0001	

Примітка: 1 – потенційно небезпечні речовини у питній воді; 2 – норматив згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10; 3 – середньорічна концентрація відповідної забруднювальні речовини впродовж 2015 року.

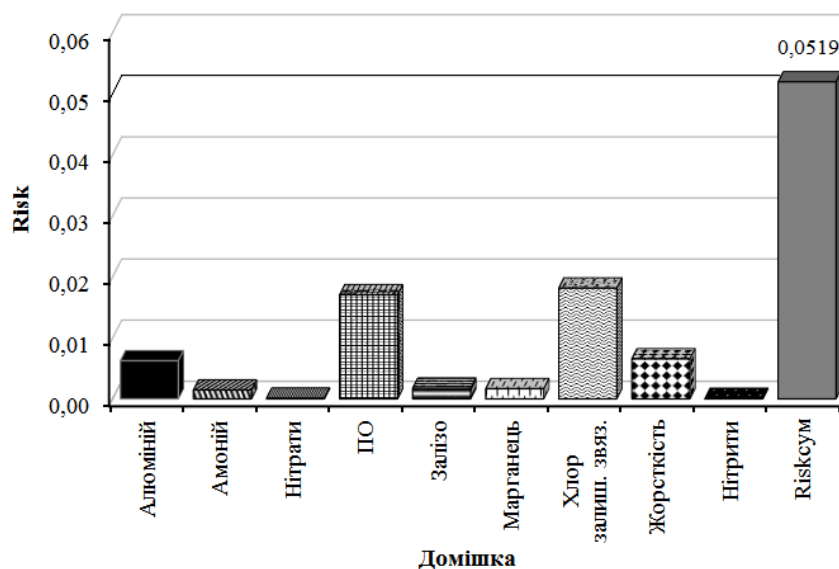


Рисунок 5.2 – Порівняння величин неканцерогенних ризиків від впливу окремих домішок та їх сумарного впливу при вживанні питної води з ДнВС

Аналіз даних, наведених у таблиці 5.5, свідчить, що середній вміст забруднювальних речовин у питній воді не перевищує встановлені законодавством гранично допустимі концентрації, за винятком хлору залишкового зв'язаного. Потенційні неканцерогенні ризики прояву порушень стан здоров'я людини окремо за кожною речовиною не перевищують прийнятного рівня, навіть тривалий вплив

хлору зв'язаного не завдає небезпеки здоров'ю ( $0,018 \ll 0,05$ ). При цьому оцінювання величини сумарного ризику від впливу всіх забруднювальних речовин у питній воді, рис. 5.2 показало, що сумарний ризик для здоров'я перевищує рівень допустимого ризику  $0,0519 > 0,05$  і є неприйнятним. За одержаною величиною 0,0519 можна зробити висновок, що подальше вживання питної води з ДнВС негативно впливатиме на здоров'я та якість життя людей.

Перевищення нормативного вмісту хлору залишкового зв'язаного пов'язане з надмірним вмістом органічних речовин у воді річки Дніпра. Дані, одержані за 2013 та 2014 роки, засвідчують, що у питній воді з ДнВС постійно фіксувалося перевищення вмісту органічних речовин понад норму більше ніж у 1,2 раза, в той час як вміст усіх інших домішок був у межах норми.

Оскільки ДнВС спроектована за традиційною схемою очищення, окиснення органічних речовин проводять з дозуванням хлору у воду і перевищення вмісту хлору залишкового зв'язаного у 2015 році пов'язане з доведенням вмісту органічних речовин до встановлених норм шляхом збільшення доз вносимого хлору. Результати оцінки  $Risk_{\text{сум}}$  (табл. 5.5) показують, що така міра не вирішує загальної проблеми, оскільки рівень екологічної небезпеки залишається неприйнятним. Це насамперед свідчить про низьку ефективність роботи ДнВС щодо видалення органічних речовин. Питна вода є джерелом небезпеки для здоров'я та життя людей. При подальшому збереженні показників якості питної води її споживання впродовж тривалого часу приведе до порушень у стані здоров'я та появи неспецифічної патології у людей, які мешкають у м. Києві.

Таким чином, використання такого підходу до оцінювання рівня екологічної безпеки питного водопостачання дає можливість оцінювати ймовірність настання небезпеки та виявляти потенційні загрози здоров'ю та життю людей, які не простежуються при традиційному підході до оцінювання показників безпеки та якості питної води. Такий підхід також показує, що досягнення нормативних величин під час використання традиційних методів очищення не завжди є гарантією забезпечення стабільної медико-екологічної ситуації при тривалому споживанні питної води.

Однак поряд із перевагами такого підходу йому властиві низка недоліків:

1. Діапазони *Risk* дозволяють лише в першому наближенні стверджувати про наявність і орієнтований рівень небезпеки, що не дозволяє створювати надійних прогнозів та оцінювати потенційні наслідки.

2. Рівні ризиків мають широкі межі, що не дає можливості якісно порівнювати близькі за значеннями величини ризиків.

3. Розрахунок здійснюється без врахування вікових та статевих відмінностей населення.

4. Величина ризику є малоінформативною для кількісного і якісного оцінювання показників безпеки питної води, ефективності використовуваних методів очищення, доцільності запланованих заходів і т. д.

Для вирішення зазначених недоліків нами розроблено і запропоновано використовувати підхід, що базується на оцінюванні величини ризику розвитку загрози життю або здоров'ю людини з врахуванням можливих втрат, виражених як скорочення очікуваної тривалості життя людини.

### **5.3 Кількісне оцінювання потенційного ризику погіршення здоров'я людини**

Останнім часом все більшого поширення набуває підхід до визначення ризику несприятливої події, що враховує не лише ймовірність події, а й можливі наслідки. Ймовірність події є одним із компонентів ризику, а міра наслідків – іншим. Ризик визначається як математичне сподівання ймовірності появи потенційно небезпечного фактора  $P$  і можливих збитків  $Q$ :

$$R = P \cdot Q. \quad (5.7)$$

За основу кількісної оцінки ризику розвитку загрози життю або здоров'ю людини при вживанні питної води пропонуємо використовувати принцип, що базується на показнику *DALY* [189, 192]. Цей показник використовується для інтеграції, перевірки, аналізу та поширення інформації щодо наявних втрат,

спричинених захворюваннями, що призвели до передчасної смерті, втрати здоров'я або інвалідності, з врахуванням регіональних, вікових та статевих відмінностей населення.

Головний принцип *DALY* полягає у тому, щоб зважувати кожний зафіксований вид порушень у стані здоров'я населення за фактором тяжкості наслідків для людини у вигляді втрачених років нормального життя. *DALY* є сумою років нормального (здорового) життя в досліджуваній групі населення (див. вираз (5.8)), що були втрачені внаслідок передчасної смерті (*YLL*), та років, втрачених через незадовільний стан здоров'я, тобто років, прожитих хворим або маючи інвалідність (*YLD*).

$$DALY = \underbrace{N \cdot L}_{YLL} + \underbrace{I \cdot DW \cdot L}_{YLD}, \quad (5.8)$$

де  $N$  – кількість людей, які постраждали (визначається на основі обстежень та статистичних даних), осіб;

$L$  (*YLL*) – залишок життя (наприклад, при тривалості життя 80 років, для людей у віці 60 років  $L = 20$  років), роки;

$I$  – кількість випадків захворювання впродовж досліджуваного періоду часу;

$DW$  – тяжкість захворювання;

$L$  (*YLD*) – середня тривалість захворювання, тривалість ремісії або очікуваний залишок життя (якщо захворювання невиліковне), роки.

Складова *YLD* оцінюється на підставі стандартизованих рівнів тяжкості захворювань  $DW$  відповідно до результатів досліджень «Global Burden of Disease Study 2010 (GBD 2010) Disability Weights», проведених Institute for Health Metrics and Evaluation.

Беручи до уваги механізм управління екологічною безпекою систем питного водопостачання, запропонований нами у додатку Ж, для встановлення причинно-наслідкових зв'язків і прогнозування (оцінювання) потенційних втрат від впливу небезпечного фактора та їх завчасне попередження розроблено методику

оцінювання потенційних втрат. В основу методики покладені принцип *DALY* та величина скорочення тривалості життя *LLE* (loss of life expectancy), розроблена Бернардом Коеном [189, 193].

Складову *YLL* пропонуємо розраховувати аналогічно до величини *LLE*, що дає можливість оцінювати, на який термін скоротиться тривалість життя однієї людини, яка піддається ризику при вживанні питної води (див. вираз (5.9)). Аналогічний підхід пропонуємо застосовувати для розрахунку складової *YLD*, де замість кількості випадків захворювання *I* прийняти величину *Risk* як ймовірність настання порушення здоров'я при впливі небезпечного фактора (див. вираз (5.10)).

$$YLL = LLE = Risk \cdot L, \quad (5.9)$$

$$YLD = Risk \cdot DW \cdot L. \quad (5.10)$$

Оцінювання потенційних втрат пропонується проводити з врахуванням індивідуальних втрат – *DALY<sub>i</sub>* за умови, що при збереженні наявного рівня безпеки в системі водопостачання людина відповідного віку впродовж очікуваного залишку життя *L* буде постійно піддаватися небезпеці при вживанні питної води. При розрахунку складової *YLD* величину *L* беруть такою, що дорівнює очікуваному залишку життя, скоригованого на величину *YLL*. Останнє обумовлене тим, що *YLD* є кількістю років життя людини, впродовж яких її організм буде постійно піддаватися навантаженню через незадовільний стан здоров'я. Через відмінність середньої тривалості життя для чоловіків та жінок розрахунок *DALY<sub>i</sub>* необхідно проводити з урахуванням статевих відмінностей населення.

Провівши необхідні заміни у виразі (5.8), формула для розрахунку *DALY<sub>i</sub>* від тривалого впливу забруднювальних речовин у питній воді одержить вигляд:

$$DALY_i = \underbrace{Risk \cdot L}_{LLE} + \underbrace{Risk \cdot DW \cdot (L - YLL)}_{YLD} \quad (5.11)$$

За необхідності, враховуючи індивідуальні втрати  $DALY_i$  і загальну кількість людей у певній віковій групі, розраховується сумарний розмір втрат за показником  $DALY_s$ , який описує загальну кількість років, що можуть бути втрачені в даній віковій групі при збереженні наявного рівня небезпеки:

$$DALY_s = N \cdot DALY_i, \quad (5.12)$$

де  $N$  – кількість людей у віковій групі, осіб.

Таким чином, використання запропонованого підходу до кількісної оцінки потенційних наслідків при впливі небезпечного екологічного фактора на людину у вигляді показника  $DALY_i$  має низку переваг:

- 1) кількісна оцінка рівня екологічної безпеки в питному водопостачанні;
- 2) прогнозування потенційних наслідків для людини у вигляді втрачених років нормального життя;
- 3) показник  $DALY_i$  дозволяє виявляти небезпеку і прогнозувати потенційні наслідки в тих випадках, коли зміни в стані здоров'я людини мають латентний період, або симптоми захворювання малопомітні на фоні загального стану організму (наприклад, хронічне отруєння);
- 4) за необхідності розрахунок  $DALY_i$  можна здійснювати за окремими домішками або групами домішок у питній воді, що можуть спричинити різні за характером і тяжкістю порушення здоров'я;
- 5) під час оцінювання  $DALY_i$  головна увага приділяється здоров'ю людини. На додаток до об'єктивних аспектів ймовірності, тяжкості і тривалості будь-якого захворювання, до уваги беруть такий аспект, як рівень життя, що чинить істотний вплив на вид наслідків та їх тяжкість, але не має прямого відношення до здоров'я: екологічні, соціальні, культурні, економічні і політичні умови життя, які відбиваються на величині очікуваної тривалості життя;
- б) на відміну від величини кратності перевищення концентрації домішки щодо ГДК у питній воді показник  $DALY_i$  визначає тяжкість наслідків з врахуванням вікових і статевих відмінностей між групами населення,



регіональних особливостей проживання, медичну ситуацію в регіоні і т. д.;

7) показник  $DALY_i$  є ефективним інструментом для планування заходів із підвищення рівня екологічної безпеки питного водопостачання та оцінювання їх ефективності з точки зору екологічної безпеки.

#### **5.4 Оцінювання потенційних та попереджених втрат за показником DALY для населення м. Києва**

Аналіз величини потенційного ризику настання небезпеки життю та здоров'ю людини для частини населення міста Києва, яка споживає питну воду з ДнВС, свідчить, що питна вода є джерелом небезпеки для людини, а це спричинює необхідність у проведенні оцінювання потенційних втрат за показниками  $DALY_i$  та  $DALY_s$ . Якість питної води (додатки И та К), що подається з ДнВС, та результати розрахунків, поданих у таблиці 5.5, засвідчують, що тривале надходження забруднювальних речовин загальнотоксичного характеру з питною водою, в концентраціях на рівні  $ГДК$ , чинить однотипний неспецифічний вплив із проявом однакових симптомів, характерних такому захворюванню, як загальнотоксичне отруєння малими дозами токсичних (неканцерогенних) речовин [191]. Тривале надходження в організм людини токсичних домішок на рівні малих концентрацій спричинює отруєння хронічного характеру, за якого патологічний стан організму не завжди супроводжується вираженими клінічними симптомами. Тому для розрахунків  $YLD$  за тяжкість захворювання беремо тяжкість «отруєння», яка згідно з дослідженнями Global Burden of Disease Study 2010 має показник тяжкості  $DW = 0,171$  незалежно від статі та віку.

При збереженні демографічної та медико-екологічної ситуації, що склалася у м. Києві станом на 2015 рік [78], використовуючи вираз (5.13) та дані, наведені у табл. 5.5, розраховано величини  $DALY_i$  та  $DALY_s$  для усіх вікових груп населення м. Києва. Одержані результати наведені в додатках Н і П та на рисунках 5.3 і 5.4.

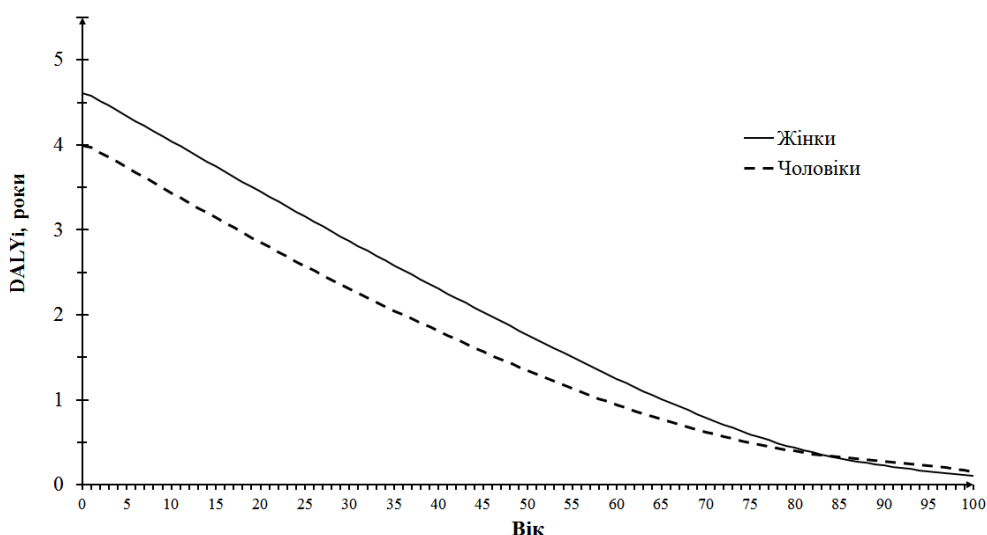


Рисунок 5.3 – Графік розподілу індивідуальних втрат років нормального життя залежно від віку населення м. Києва, яке споживає питну воду з ДнВС

Як бачимо з графіка на рис. 5.3, найбільші потенційні втрати необхідно очікувати для жіночої частини населення, що обумовлено більшою середньою очікуваною тривалістю життя жінок, яка переважає над тривалістю життя чоловіків. При подальшому та регулярному вживанні питної води для новонароджених віком до 1 року очікувані втрати становитимуть від 4 до 4,5 років. Такі втрати призведуть до зменшення середньої очікуваної тривалості життя чоловіків із 66,25 до 62,81 років, а для жінок – із 76,37 до 72,41 років. Вживання питної води найбільшої небезпеки завдасть дитячій частині населення та дорослим віком до 80 років.

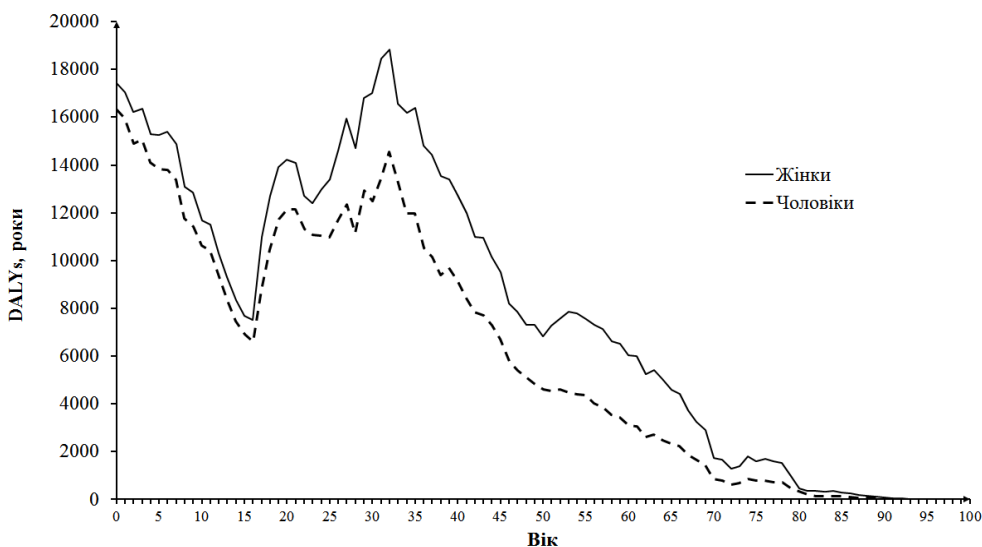


Рисунок 5.4 – Графік розподілу сумарних втрат років нормального життя окремих вікових груп для населення м. Києва, яке вживає питну воду з ДнВС

Аналізуючи графік на рис. 5.4, бачимо, що з урахуванням кількості населення м. Києва, яке вживає питну воду з ДнВС, загальні потенційні збитки, яких зазнають окремі вікові групи, між собою істотно різняться. Це пояснюється нерівномірністю розподілу населення за віковими групами. Найбільші втрати необхідно очікувати для населення віком від 0 до 6 років та від 20 до 31 року. Також простежується факт, що віком з 20 і до 80 років жіноча частина населення зазнає порівняно більших втрат. Останнє пояснюється тим, що кількість жінок віком від 20 років значно переважає кількість чоловіків, крім того, індивідуальні втрати для жінок також порівняно більші, ніж у чоловіків (рис. 5.3). У цілому аналіз величин *DALYs* показав, що очікувані сумарні втрати є значними, а подальше вживання питної води є неприйнятним і потребує запровадження заходів, спрямованих на зниження рівня небезпеки для здоров'я. Під час вирішення даного завдання особливої уваги заслуговує наявність органічних речовин у питній воді за показником перманганатної окиснюваності, вміст яких наближається до встановлених рівнів *ГДК* (ДСанПіН 2.2.4-171-10).

Оцінювання потенційного ризику здоров'ю людини показало, що при тривалому вживанні питної води з вмістом органічних речовин на рівні *ПО* = 4,92 мг/л не створює загрози життю або здоров'ю людини. Однак доведення їх вмісту до норми за рахунок збільшення доз хлору призвело до того, що середньорічна концентрація залишкового хлору зв'язаного перевищує допустиму норму, а величина показника *Risk<sub>сум</sub>* перевищує допустимий рівень. Останнє свідчить про низьку ефективність роботи ДнВС щодо видалення органічних речовин із питної води. На сьогодні вона реалізує класичну схему реагентного очищення води з відстоюванням, фільтруванням та подвійним хлоруванням [96]. На ДнВС упроваджено блок озонування води, який використовується періодично, виключно для зниження надлишкового вмісту марганцю у воді.

Серед першочергових напрямків підвищення ефективності роботи ДнВС, беручи до уваги її низьку ефективність щодо видалення органічних речовин, є включення блока озонування до стаціонарного режиму роботи ДнВС та впровадження магнітної обробки. Доповнення діючої на ДнВС технологічної

схеми магнітною обробкою та озонуванням дозволить підвищити ступінь видалення органічних речовин із води, знизити рівень ризику до прийнятної величини та ліквідувати загрозу життю та здоров'ю теперішніх і майбутніх поколінь.

Оцінювання ефективності від впровадження розробленого у даній роботі методу видалення органічних речовин для забезпечення прийнятного рівня екологічної безпеки в питному водопостачанні проведемо за величиною потенційного ризику розвитку небезпеки для життя і здоров'ю людини  $Risk_{\text{сум}}$  та розмірів потенційних втрат у вигляді  $DALY$ . Вихідною інформацією для прогнозованого оцінювання є якість води ДнВС, наведена у табл. 5.4, 5.5 та додатку К, яку планується на завершальних етапах очищення подавати на магнітну обробку й озонування. При оптимізації конструктивних і режимних параметрів магнітної обробки та озонування з врахуванням очікуваної ефективності запропонованого у роботі методу (табл. 4.8) кінцева середньорічна концентрація органічних речовин у питній воді ДнВС становитиме 2,71 мг/л. Результати розрахунків  $Risk_{\text{сум}}$  подано в таблиці 5.6 та на рисунку 5.5.

Таблиця 5.6 – Розрахунок попереджених потенційних неканцерогенних ризиків здоров'ю людини при вживанні питної води з ДнВС

Показник <sup>1</sup>	Гранично допустима концентрація <sup>2</sup>	Концентрація у питній воді <sup>3</sup>	Коефіцієнт запасу	Неканцер. ризик	Сумарний Ризик
	$ГДК, \text{мг/л}$	$C_{\text{усер}}, \text{мг/л}$	$K_3$	$Risk$	$Risk_{\text{сум}}$
Алюміній	0,5	0,18	10	0,0062	0,0445
Амоній	2,6	0,21	10	0,0014	
Нітрати	50	3,04	100	0,0001	
Окиснюваність ПО	5	2,71	10	0,0094	
Залізо	1	0,10	10	0,0017	
Марганець	0,5	0,05	10	0,0016	
Хлор залиш. зв'яз.	1,2	1,26	10	0,0181	
Жорсткість	10	3,76	10	0,0065	
Нітроти	0,1	0,004	100	0,0001	

Примітка: 1 – потенційно небезпечні речовини у питній воді; 2 – норматив згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10; 3 – середньорічна концентрація відповідної забруднювальної речовини впродовж 2015 року

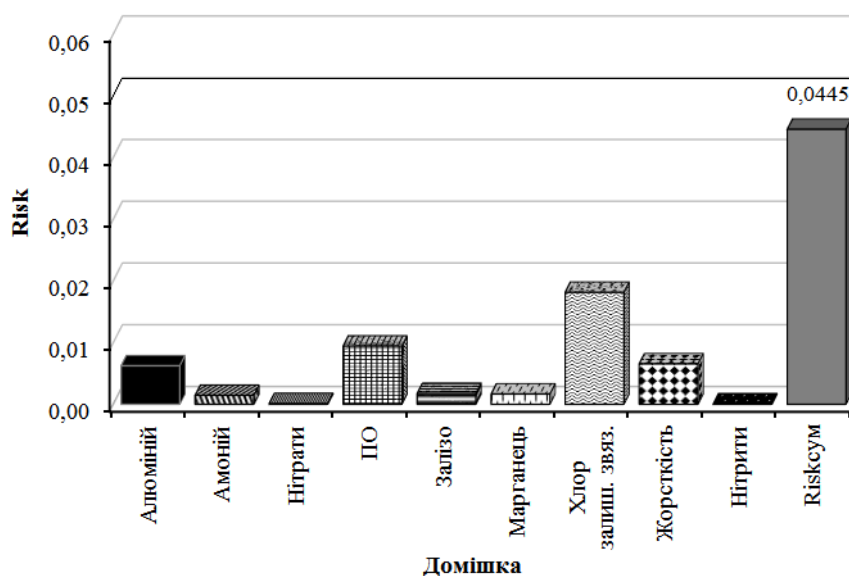


Рисунок 5.5 – Оцінка попередженого неканцерогенного ризику для здоров'я людини від наявності забруднювальних речовин у питній воді ДнВС

Таким чином, з врахуванням очікуваного зниження середнього вмісту органічних речовин у питній воді з ДнВС розрахований сумарний ризик здоров'ю  $Risk_{сум}$  становитиме 0,0445, що не перевищує мінімально допустимого рівня ризику 0,05. Використання запропонованого у роботі методу дозволить підвищити ефективність роботи ДнВС та вирішити завдання забезпечення населення м. Києва водою, безпечною для здоров'я. Сумарний ризик величиною 0,0445 від тривалого вживання питної води з ДнВС, оцінюваного за ефектами неспецифічного впливу, є прийнятним, у даному разі не очікується прояву несприятливих медико-екологічних тенденцій, а потенційні втрати, виражені через показник  $DALY_i$ , будуть дорівнювати нулю, адже негативний вплив на здоров'я людини буде відсутній. Це дозволить попередити скорочення середньої тривалості життя людей, а вживання питної води з ДнВС не становитиме небезпеки для здоров'я теперішніх та майбутніх поколінь.

## Висновки до розділу 5

1. Проведено оцінку та аналіз ефективності роботи систем централізованого питного водопостачання з позицій екологічної безпеки на прикладі м. Києва.

2. Виявлено, що зниження вмісту забруднювальних речовин у воді, до норм, встановлених законодавством, не вирішує проблеми забезпечення населення питною водою, безпечною для життя або здоров'я людини.

3. Проведенні розрахунки показали обов'язковість врахування одночасного впливу на здоров'я всіх речовин, що містяться у питній воді. Оцінювання якості води за показниками відповідності нормам *ГДК* не відображає усіх небезпек, що можуть виникнути при вживанні питної води, та не дозволяє проводити прогнозу оцінку.

4. Запропоновано механізм управління екологічною безпекою систем питного водопостачання та оцінювання ефективності їх роботи.

5. Запропонована методика оцінювання екологічної безпеки систем питного водопостачання, що базується на встановленні величини ризику розвитку небезпеки для життя або здоров'я людини *Risk* та кількісній оцінці негативних наслідків, реалізовану у вигляді суми років здорового життя, що можуть бути втрачені у результаті передчасної смерті, та років, що можуть бути втрачені через незадовільний стан здоров'я, тобто років, прожитих хворим або у стані інвалідності *DALY*.

6. Встановлено, що для жителів м. Києва, які вживають питну воду з ДнВС, величина сумарного ризику  $Risk_{\text{сум}}$  становить 0,0519, а розрахована величина  $DALY_i$  – до 4,5 року. Така ситуація є неприйнятною і потребує пошуку шляхів підвищення ефективності роботи ДнВС.

7. Одним із напрямків зменшення ризику  $Risk_{\text{сум}}$  у питному водопостачанні і величин потенційних втрат  $DALY_i$  на ДнВС є використання магнітної обробки й озонування. Доведено, що цей технологічний процес є найбільш ефективним, ризик знижується до прийнятних величин, а потенційні втрати  $DALY_i$  дорівнюють нулю.

## **РОЗДІЛ 6**

### **ПРОЕКТУВАННЯ ТЕХНОЛОГІЧНИХ СХЕМ ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНИХ ВОД В СИСТЕМАХ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ З ВИКОРИСТАННЯМ МАГНІТНОЇ ОБРОБКИ**

Результати дослідження впливу МО вод, що містять органічні речовини, на ефективність їх подальшого окиснення озоном підтверджують перспективність і практичну ефективність цього методу. При раціоналізації технологічної схеми підготовки питної води необхідною умовою успішного вирішення завдання очищення природних вод є оптимальний підбір конструктивних та режимних параметрів очисного устаткування. Вибір таких параметрів визначається особливостями технологічного процесу очищення, складом природних вод та потужністю водопровідних станцій.

#### **6.1 Принципова технологічна схема очищення природних вод із використанням магнітної обробки**

Під час вирішення питань забезпечення екологічної безпеки в питному водопостачанні актуальними залишаються проблеми надлишкового вмісту органічних речовин у водах поверхневих джерел та ефективного їх видалення на водопровідних станціях. Першочергове значення одержують заходи з реконструкції існуючих станцій підготовки питної води із застосуванням методів, що забезпечують більш глибоке очищення води, при мінімальних енергоресурсних затратах. У світовій практиці для видалення органічних речовин з питної води значне поширення одержав метод озонування і за необхідності – подальша фільтрація на активованому вугіллі. Основним недоліком озонування, що є перешкодою його широкого впровадження в нашій країні, є енергозатратність методу [12, 13, 88, 99]. Під час використання традиційних схем підготовки питної води видалення органічних речовин проводять із доведенням

показників їх вмісту до норм, встановлених законодавством, не проводячи при цьому глибокого очищення, що не є достатньою умовою для створення безпечних умов для життя та діяльності людини [14].

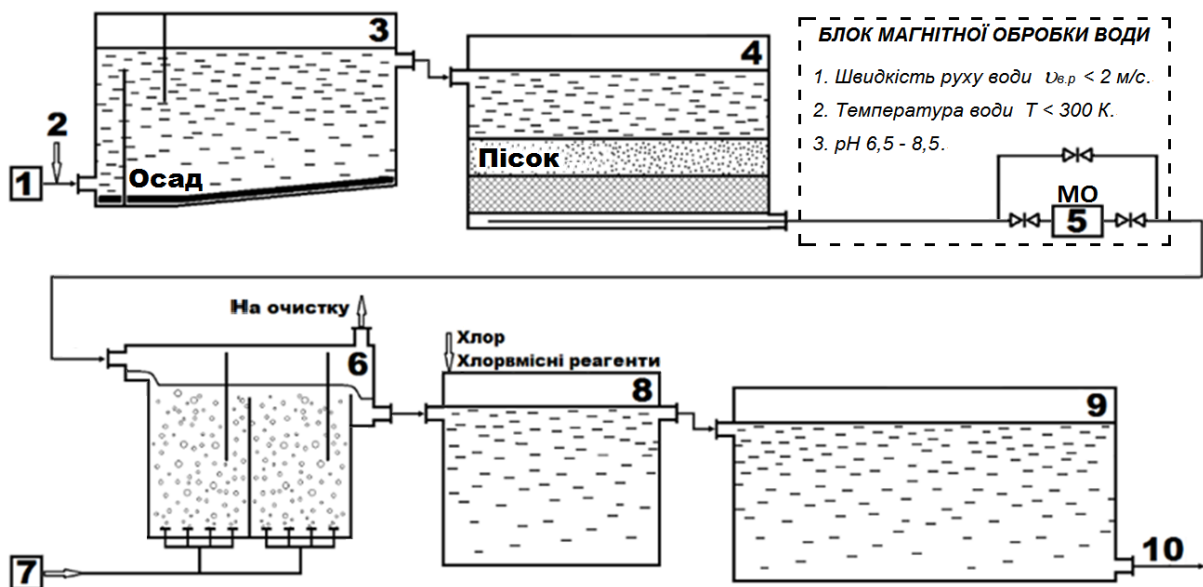
Враховуючи тенденцію останніх років у зміні якості води в поверхневих джерелах, ґрунтуючись на результатах оброблення та аналізу одержаних у роботі даних, для підвищення ефективності видалення органічних речовин із питної води нами розроблено принципову технологічну схему. За основу взято традиційні технологічні схеми діючих водопровідних станцій і доповнено блоком озонування з попередньою МО води (рис. 6.1). Підготовка питної води проводиться з використанням комплексу інженерних споруд, за допомогою яких проводиться забір води з джерела, обробка води і доведення її якості до нормативних вимог та подача води до споживача.

Аналіз технологічної документації, методичних рекомендацій та нормативних вимог до проектування централізованих водопровідних станцій показав, що умови технологічного процесу при подачі води на МО (рис. 6.1) відповідають необхідним умовам для проведення МО, а саме:

- оптимальна температура води, що подається на МО, не повинна перевищувати 303 К (30 °С);
- кислотно-лужна реакція  $pH$  води повинна знаходитись у межах від 6,5 до 8,5;
- подальше окиснення органічних речовин озоном проводиться згідно із діючими вимогами ДБН В.2.5-74:2013 «Водопостачання зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування»;
- швидкість руху води в магнітному полі підбирається залежно від необхідної величини швидкості зміни магнітної індукції і тривалості МО та не перевищує 2 м/с;
- режим руху води в магнітному полі турбулентний.

Критерієм ефективності МО води перед подачею на озонування є зростання ефективності подальшого окиснення органічних речовин озоном.





1 – механічне очищення; 2 – змішувальні резервуари; 3 – відстійник; 4 – піщаний фільтр; 5 – апарат МО; 6 – камера озонування; 7 – озонаторна станція; 8 – камера знезараження; 9 – резервуар очищеної питної води; 10 – подача споживачеві

Рисунок 6.1 – Принципова технологічна схема очищення природних вод від органічних речовин у централізованих системах підготовки питної води з використанням одноступеневого озонування і попередньої МО

Технологічна схема працює наступним чином. Вода з поверхневого джерела проходить попереднє очищення від зважених частинок на стадії механічного очищення 1. Після механічного очищення в воду подаються у визначеній кількості хімічні реагенти (коагулянти, флокулянти) в змішувальних резервуарах 2, і вода надходить у відстійники 3 для осадження дрібнодисперсних зважених частинок. На стадії відстоювання відбувається часткове видалення органічних речовин за рахунок їх спільного осадження з твердими домішками. Після відстійника 3 вода надходить на піщаний фільтр 4 для видалення зважених частинок, що не осіли в відстійнику 3. Після фільтрації очищена вода перед подачею на озонування обробляється магнітним полем в апаратах МО 5, виконаних на основі постійних магнітів. Після МО вода подається в камери озонування 6, куди диспергується озono-повітряна суміш у вигляді дрібнодисперсних бульбашок, що подається з озонаторної станції 7. Під час озонування відбувається окиснення органічних речовин, що піддаються легкому окисненню. Після озонування для випадків, коли

вміст органічних речовин залишається високим і перевищує норми, а використання підвищених доз озону є нераціональним або не доцільним з економічної точки зору, в запропонованій схемі може бути передбачена можливість подачі води на фільтрування з використанням гранульованого активованого вугілля. Застосування вугільного завантаження дозволяє адсорбувати органічні речовини, що залишилися після озонування. Далі вода подається в контактну камеру 8 на знезараження, де до води додають хлор або хлоровмісні реагенти. Після знезараження вода подається в резервуар 9 для зберігання питної води, звідки спрямовується до споживача 10.

Під час використання двоступеневого озонування, коли первинне озонування проводиться для окиснення легкоокиснюваних органічних речовин та покращання процесу коагуляції, а вторинне – призначене для більш глибокого окиснення органічних забруднень, що залишилися, апарати МО встановлюються перед камерами первинного і вторинного озонування.

Запропонована технологічна схема відрізняється від традиційних застосувань стадії МО води перед подачею на озонування. Простота реалізації МО, що не потребує значних капітальних та експлуатаційних затрат, а також компактність апаратів МО дозволяють її легко реалізовувати на базі діючих водопровідних станцій, на яких використовується озонування.

## **6.2 Методика інженерного розрахунку виробничої установки**

На сьогодні існує велика кількість апаратів МО води [16, 176], здебільшого розроблених на основі проведених попередніх досліджень у вузьких галузях промисловості, де вони дозволяють вирішити поставлені завдання. Неоднозначність теоретичних основ впливу магнітного поля на фізико-хімічні процеси у водних розчинах призвело до появи різних видів конструкцій апаратів МО. Підбір оптимальних конструктивних параметрів апаратів МО ускладнено відсутністю наукових основ процесу, доведених до рівня інженерних розрахунків, і детальних порівняльних випробувань апаратів різної конструкції для оцінювання впливу їх конструктивних параметрів на процес МО. Створення та виготовлення

апаратів виконується на основі якісних уявлень про механізм МО та практики експлуатації апаратів МО в інших галузях.

Під час створення апаратів МО враховується необхідність розроблення конструкцій, які поряд з ефективністю впливу дозволяють підвищити коефіцієнт використання джерел магнітного поля, відрізняються простотою, надійністю і доступністю. Незалежно від призначення апарату МО, всі апарати поділяються на два основних типи: апарати з постійними магнітами й апарати з електромагнітами. Для ефективної роботи всіх типів апаратів необхідне виконання однієї загальної умови: оброблювана рідина повинна рухатися в неоднорідному магнітному полі.

Останнім часом значно поширені апарати з використанням постійних магнітів, виконаних на основі сплаву із рідкоземельних металів (неодиму, бору та заліза) [176]. Ці магніти характеризуються високою силою намагнічування і стійкістю до розмагнічування, що робить їх привабливими для застосування в промисловості, зокрема в системах питного водопостачання.

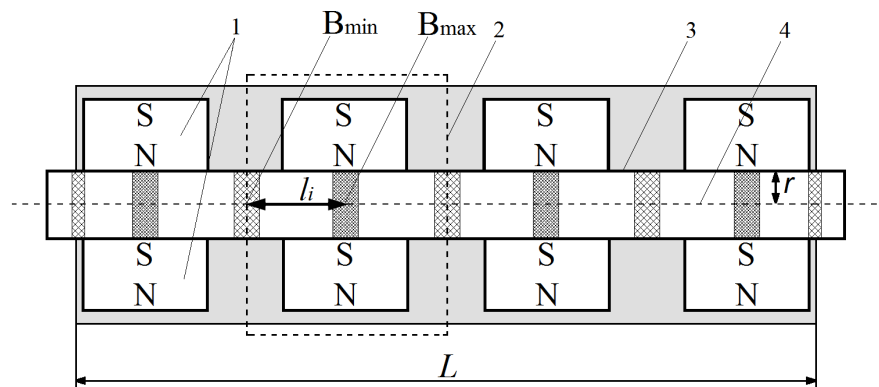
Умовою для одержання максимальної ефективності роботи апаратів МО є оптимальний підбір конструктивних і режимних параметрів. На вибір конструктивних параметрів впливають особливості технологічного процесу підготовки питної води, властивості природних вод і необхідна продуктивність апарата. До основних режимних параметрів роботи апаратів МО відносять максимальне значення магнітної індукції в середині зазору між полюсами магнітів, величину перепаду індукції вздовж зони впливу магнітного поля, швидкість руху води в магнітному полі і тривалість обробки. У зв'язку з тим, що процес МО залежить від низки зазначених параметрів, взаємозв'язаних між собою, оптимізація процесу МО полягає у встановленні залежностей між величинами конструктивних і режимних параметрів.

Насамперед до конструкцій апаратів МО висувають такі вимоги, як простота, енергоефективність, надійні експлуатаційні характеристики, висока ефективність роботи. Нами запропоновано методику розрахунку інженерно-технічних

параметрів апаратів МО природних вод, що ґрунтується на результатах проведених досліджень процесу МО [23].

Як початкові параметри для розрахунку взято: лінійні розміри постійних магнітів ( $m$ ), швидкість надходження води на обробку  $v_{в.р}$  (м/с), очікувану ефективність обробки  $E_{м.о}$  (%), тривалість обробки  $\tau$  (с), величину індукції магнітного поля в зазорі між полюсами магнітів  $B$  (Тл), швидкість зміни магнітної індукції  $v_B$  (Тл/с).

Враховуючи відносну простоту конструктивного виконання апаратів МО [16, 110, 121, 122, 176], для створення розрахункової схеми апарата МО і проведення розрахунків достатньо взяти базисну конструкцію апарата, схема якого показана на рисунку 6.2.



1 – магніти; 2 – магнітна система апарата; 3 – труба для проходження води; 4 – вісь труби для проходження водного розчину;  $B_{min}$ ,  $B_{max}$  – відповідно зона з мінімальним та максимальним значенням індукції магнітного поля;  $l_i$  – відстань між зонами з  $B_{min}$  та  $B_{max}$ ;  $r$  – радіус труби для проходження водного розчину;  $L$  – довжина апарата МО

Рисунок 6.2 – Базисна конструкція апарата МО

#### Алгоритм розрахунку

1. Довжина ділянки апарата з перепадом магнітної індукції  $l_i$  (м), визначається мінімальною  $B_{min}$  (Тл) та максимальною  $B_{max}$  (Тл) величинами магнітної індукції на осі труби апарата МО, величиною швидкості надходження водного розчину в апарат МО  $v_{в.р}$  (м/с) та необхідною величиною швидкості зміни магнітної індукції  $v_B$  (Тл/с) на осі труби та необхідною ефективністю МО  $E_{м.о}$  (%), що визначається за одержаною математичною моделлю (4.30):

$$l_i = \frac{(B_{\max} - B_{\min}) \cdot v_{e.p.}}{v_B}. \quad (6.1)$$

2. Необхідна довжина апарата МО  $L_n$  (м), визначається з врахуванням необхідної тривалості МО  $\tau$  (с) і швидкості надходження водного розчину в апарат МО  $v_{e.p.}$  (м/с). Тривалість обробки визначається з використанням розробленої в роботі математичної моделі (4.30):

$$L_n = v_{e.p.} \cdot \tau. \quad (6.2)$$

Оскільки для здійснення МО магнітне поле в апараті МО повинне бути неоднорідним по довжині труби, а лінії індукції спрямовані перпендикулярно до потоку води, то у випадку наявності ділянок апарата МО, на яких магнітна індукція спрямована паралельно потоку води, або відсутній перепад індукції, робоча довжина апарата МО  $L_p$  визначається сумою ділянок апарата з довжиною  $l_i$  (м), на яких відбувається перепад магнітної індукції  $B$ . Одержана величина  $L_p$  для забезпечення максимальної ефективності МО повинна дорівнювати  $L_n$ .

$$L_p = \sum_{i=1}^n l_i, \quad (6.3)$$

де  $n$  – кількість ділянок апарата МО, з перепадом магнітної індукції.

### 3. Радіус труби.

Оскільки індукція магнітного поля знижується при віддаленні від поверхні магніту, щоб забезпечити необхідний перепад магнітної індукції  $\Delta B$  на ділянці апарата  $l_i$ , підбір радіуса труби для проходження водного розчину необхідно проводити з врахуванням розмірів постійних магнітів та залишкової намагніченості.

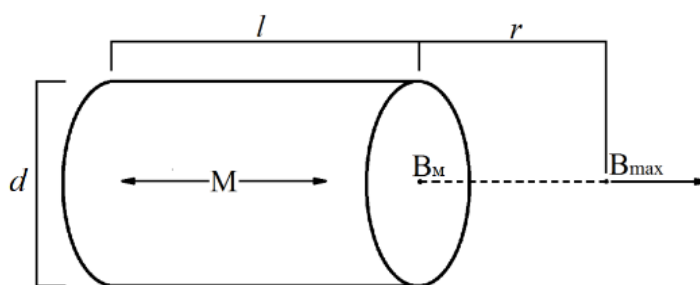
При незмінності довжини ділянки  $l_i$  та швидкості надходження водного розчину  $v_{e.p.}$ , для забезпечення необхідного перепаду магнітної індукції, підбір радіуса труби необхідно проводити шляхом аналізу одержуваних величин

максимальної індукції, що створюються постійними магнітами в точці, розміщеній на осі труби, в зоні максимальної індукції між магнітами (рис. 6.2).

Максимальне значення індукції магнітного поля всередині зазору між полюсами магнітів на осі апарата  $B_{max}$  (Тл) визначається на основі технологічних характеристик магнітів, використовуючи значення залишкової намагніченості  $B_m$  (Тл), оцінний радіус труби  $r$  (м) та геометричні розміри постійних магнітів – ширину, довжину, висоту.

Під час конструювання апаратів МО на основі постійних магнітів особливу увагу необхідно звертати на геометричну форму магнітів. Планування геометрії магнітного поля в зазорі між полюсами магнітів можна проводити з використанням комплексу спеціалізованого програмного забезпечення для інженерного моделювання електромагнітних задач, наприклад Elcut. Однак у першому наближенні можна скористатися виразами для розрахунку нескладних магнітних систем на основі постійних магнітів [194].

3.1. Для постійних магнітів, виконаних у вигляді циліндрів (рис. 6.3), максимальна величина магнітної індукції  $B_{max}$  на відстані  $r$  від поверхні магніту, яка дорівнює радіусу труби апарата МО, залежить від діаметра  $d$  (м) і довжини  $l$  (м) магніту та залишкової намагніченості магніту  $B_m$  (Тл).



$M$  – напрямок намагніченості;  $d$  – діаметр магніту, м;  $l$  – довжина магніту, м;

$r$  – радіус труби, м;  $B_m$  – залишкова намагніченість магніту, Тл;

$B_{max}$  – розрахункове значення індукції на осі апарата, Тл

Рисунок 6.3 – Схема постійного магніту циліндричної форми

Розрахунок величини індукції магнітного поля  $B_{max}$  на осі апарата МО для оцінюваного радіуса труби  $r$  проводиться за виразом

$$B_{\max} = \frac{B_m}{2} \left( \frac{r+l}{\sqrt{(r+l)^2 + (d/2)^2}} - \frac{r}{\sqrt{r^2 + (d/2)^2}} \right), \quad (6.4)$$

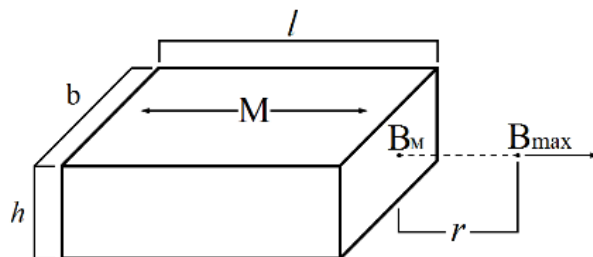
де  $B_m$  – значення залишкової індукції на поверхні магніту, Тл;

$b$  – ширина магніту, м;

$l$  – довжина магніту, м;

$r$  – радіус труби для проходження водного розчину в апараті МО, м.

3.2. Для постійних магнітів, що мають призматичну форму (рис. 6.4), максимальна величина магнітної індукції  $B_{\max}$  на відстані  $r$  від поверхні магніту, яка дорівнює радіусу труби апарата МО, залежить від висоти  $h$  (м), ширини  $b$  (м) і довжини  $l$  (м) магніту та залишкової намагніченості магніту  $B_m$  (Тл).



$M$  – напрямок намагніченості;  $h$  – висота магніту, м;  $b$  – ширина магніту, м;

$l$  – довжина магніту, м;  $r$  – радіус труби, м;  $B_m$  – залишкова намагніченість

магніту, Тл;  $B_{\max}$  – розрахункове значення індукції на осі апарата, Тл

Рисунок 6.4 – Схема постійного магніту прямокутної форми

Розрахунок величини індукції магнітного поля  $B_{\max}$  на осі апарата МО для оцінюваного радіусу труби  $r$  проводиться за виразом

$$B_{\max} = \frac{B_m}{\pi} \left[ \tan^{-1} \left( \frac{4(r+l)}{h \cdot b} \sqrt{\left(\frac{h}{2}\right)^2 + \left(\frac{b}{2}\right)^2 + (r+l)^2} \right) - \tan^{-1} \left( \frac{4r}{h \cdot b} \sqrt{\left(\frac{h}{2}\right)^2 + \left(\frac{b}{2}\right)^2 + r^2} \right) \right], \quad (6.5)$$

де  $B_m$  – значення залишкової індукції на поверхні магніту, Тл;

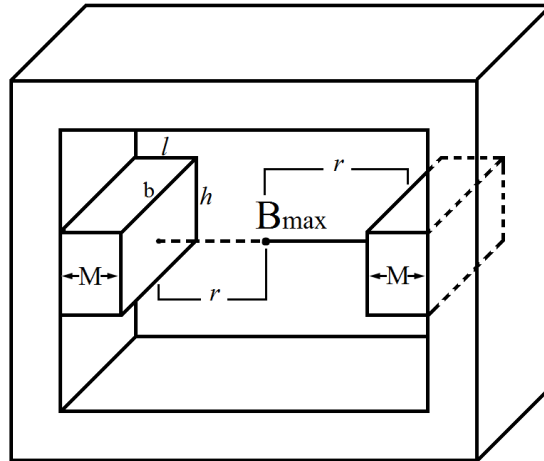
$b$  – ширина магніту, м;

$l$  – довжина магніту, м;

$h$  – висота магніту, м;

$r$  – радіус труби для проходження водного розчину в апараті МО, м.

3.3. Для двох магнітів, розміщених у феромагнітному контурі (рис. 6.5), як це передбачено в апаратах МО, відповідно до принципу суперпозиції магнітна індукція в проміжку між двома співвісно розміщеними магнітами визначається як сума магнітних індукцій, створюваних кожним магнітом.



$M$  – напрямок намагніченості;  $r$  – радіус труби, м;  $h$  – висота магніту, м;  $b$  – ширина магніту, м;  $l$  – довжина магніту, м;  $B_m$  – залишкова намагніченість магніту, Тл;  $B_{max}$  – розрахункове значення магнітної індукції на відстані  $r$  від поверхні магніту, Тл

Рисунок 6.5 – Схематичне розміщення двох магнітів у контурі, виконаного з феромагнітного матеріалу

На осі труби апарата МО, відстань до якої від поверхні магніту дорівнює радіусу труби  $r$ , величина магнітної індукції  $B_{max}$  визначається сумою індукцій (вираз (6.6)), створюваних кожним магнітом на відстані  $r$  від поверхні магніту. Розрахунок для кожного з магнітів проводиться за формулами (6.4) або (6.5), при цьому довжину магніту  $l$  беруть такою, що дорівнює  $l/2$ .

$$B_{max} = B_{max1} + B_{max2}. \quad (6.6)$$

4. Продуктивність апарата МО  $Q_n$  (м<sup>3</sup>/с) визначається на основі показників радіуса труби  $r$  (м) для проходження оброблюваної води в зазорі між полюсами магнітів та швидкості надходження водного розчину на МО  $v_{e.p}$  (м/с):

$$Q_n = \pi \cdot r^2 \cdot v_{e.p}. \quad (6.7)$$



За необхідності обробки великого об'єму води застосовуються декілька апаратів МО, розміщених паралельно, а загальна продуктивність блока МО становитиме

$$Q = \sum_{i=1}^n Q_{ni}. \quad (6.8)$$

де  $n$  – кількість паралельно розміщених апаратів МО, од.

Таким чином, описана методика дозволяє проводити розрахунки конструктивних параметрів апаратів МО, призначених для підвищення ефективності подальшого окиснення органічних речовин на стадії озонування. Простота конструкції апаратів такого типу дозволяють впровадити їх у будь-яку діючу систему без зміни технологічних параметрів їх роботи. Установка апаратів МО здійснюється на трубопроводах безпосередньо перед камерами озонування. За необхідності забезпечення великої продуктивності в технологічну схему потрібно включати паралельно декілька апаратів МО.

### **6.3 Розрахунок економічної ефективності інтенсифікації процесу озонування з використанням попередньої магнітної обробки вод**

Для порівняння еколого-економічної ефективності двох різних варіантів технічних рішень скористаємося порівнянням наведених витрат на очищення питної води традиційним озонуванням, що використовується на водопровідних станціях і розробленим методом.

У таблиці 6.1 наведено техніко-економічні показники озонування та озонування з використанням попередньої МО води. Початкові дані для розрахунку беремо відповідно до вимог ДБН В.2.5-74:2013 «Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди» і річних експлуатаційних витрат за існуючою технологією очищення. Для визначення передбачуваних річних витрат від впровадження МО використовуємо методику інженерного розрахунку наведену в

розділі 6. Капітальні витрати на виготовлення установки беремо згідно з кошторисними даними.

За базовий варіант беремо продуктивність блоків озонування, що впроваджені на діючих водопровідних станціях, яка становить згідно з даними [96] 200 000 м<sup>3</sup>/добу. Головними показниками, що визначають економічну ефективність впровадження процесу МО питної води, є:

1. Економія реагента. При досягненні однакової ефективності видалення органічних речовин із питної води використання попередньої МО води дозволяє знизити питому витрату озону на окиснення у 1,2 рази.

Таким чином, загальне зниження сумарної кількості озону, що використовується в процесі озонування води, та обсягів електроенергії, що йде на його виробництво, дозволяє економити 442 643 грн/рік.

2. Відсутність витрат під час використання апаратів МО на основі постійних магнітів. Апарати МО, що використовуються для обробки водних розчинів, працюють із використанням постійних магнітів як джерела магнітного поля, або електромагнітів, які працюють від мережі і спричиняють додаткові енерговитрати. Використання апаратів МО на базі постійних магнітів дозволяє повністю відмовитися від витрат на електроенергію, а, отже, експлуатаційні витрати на МО дорівнюють нулю.

Таблиця 6.1 – Порівняльний аналіз технологій очищення питної води

Найменування показника	Одиниця вимірювання	Озонування	Озонування з попередньою МО
Продуктивність блока озонування	тис. м <sup>3</sup> /рік	73 000	73 000
Витрата озону (при ПО = 8 мгО <sub>2</sub> /л)	кг/м <sup>3</sup>	0,0010	0,0008
Витрата електроенергії на генерацію озону	кВт/кг	18,6	18,6
Вартість апарата МО	грн	–	297 600
Необхідна кількість апаратів МО	од.	–	2
Вартість пусконаладжувальних робіт	грн	–	30 000
Вартість переобладнання блока озонування	грн	–	245 000
Вартість електроенергії	грн/кВт	1,63	1,63
<b>Вартість очищення питної води від органічних речовин</b>	<b>грн/м<sup>3</sup></b>	<b>0,030</b>	<b>0,024</b>

Загальний річний економічний ефект від впровадження запропонованого способу інтенсифікації окиснення органічних речовин становить

$$E = Z_1 - Z_2, \quad (6.9)$$

де  $E$  – річний економічний ефект, грн/рік;

$Z_1, Z_2$  – експлуатаційні витрати при очищенні питної води на проведення озонування та озонування з попередньою МО води відповідно, грн/рік.

$$Z = N \cdot C + \frac{\Delta K}{T}, \quad (6.10)$$

де  $N$  – кількість споживаної енергії на виробництво озону, кВт/рік;

$C$  – вартість електроенергії, грн/кВт;

$\Delta K$  – капіталовкладення для впровадження нового обладнання, грн;

$T$  – період експлуатації обладнання, років.

$$\Delta K = n \cdot C_o + Z_n, \quad (6.11)$$

де  $n$  – кількість одиниць устаткування, од.;

$C_o$  – вартість одиниці устаткування, грн;

$Z_n$  – капітальні витрати, пов'язані з переобладнанням блока озонування і пусканалагоджувальними роботами, грн.

$$\Delta K = 2 \cdot 297600 + 275000 = 870200 \text{ грн.}$$

Отже,

$$Z_1 = 1357800 \cdot 1,63 = 2213214 \text{ грн,}$$

$$Z_2 = 1086240 \cdot 1,63 + 870200/30 = 1799578 \text{ грн.}$$

Таким чином,

$$E = 2213214 - 1799578 = 413636 \text{ грн/рік.}$$

Період окупності впровадження МО води перед подачею на озонування, років:

$$P = \Delta K / E. \quad (6.12)$$

Отже,

$$P = 870200 / 413636 = 2,1 \approx 2 \text{ роки.}$$

Термін окупності капіталовкладень, що відображають вартість виготовлення і комплектування МО, становить 2 роки.

### **Висновки до розділу 6**

1. Розроблено принципову технологічну схему реалізації МО на діючих водопровідних станціях, де використовується озонування.
2. Запропоновано рекомендації з експлуатації апаратів МО в системах питного водопостачання.
3. Розроблено інженерний метод розрахунку інженерно-технічних параметрів апаратів МО.
4. Розраховано передбачуваний економічний ефект від впровадження запропонованого способу інтенсифікації озонування, який показав зниження собівартості очищення 1 м<sup>3</sup> питної води на 20 %. Окупність капітальних витрат, пов'язаних із реалізацією МО, становить 2 роки.

## ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі вирішене актуальне науково-практичне завдання підвищення рівня екологічної безпеки систем питного водопостачання за рахунок удосконалення технологічних схем очищення води із використанням МО води перед подачею на озонування. Розроблено спосіб інтенсифікації окиснення органічних речовин, що попереджує загрози здоров'ю та життю людини, які виникають при впливі техногенних та природних процесів на поверхневі джерела питного водопостачання.

1. Установлено, що екологічний стан поверхневих джерел питного водопостачання за ступенем чистоти води відповідає категорії помірно забруднених. За рівнем трофності всі водні об'єкти України, що є джерелами питного водопостачання, належать до евтрофного типу. Якість води за середніми рівнями показників відповідає III класу якості – «Задовільні». Упродовж останніх років постійно фіксується перевищення вмісту органічних речовин за показниками БСК та ХСК.

2. Аналіз даних щодо якості питної води, що подається населенню, показав низьку ефективність роботи діючих централізованих водопровідних станцій щодо видалення органічних речовин із води.

3. Обґрунтовано використання магнітної обробки питної води перед подачею на озонування для інтенсифікації подальшого окиснення та підвищення ступеня видалення органічних речовин із води.

4. Установлено, що МО водних розчинів є «каталізатором» появи ряду послідовних процесів: порушення синхронних лібраційних коливань молекул води у надмолекулярних структурах, руйнування надмолекулярних структур, вивільнення параізомерів молекул води, конверсія параізомерів в ортоізомери та зміщення орто/пара співвідношення у бік ортоізомерів. Зростання кількості ортоізомерів в об'ємі водного розчину пояснює зміни фізико-хімічних властивостей водних розчинів, що спостерігаються після МО. Додатково встановлена природа квантових

відмінностей двох видів ізомерів молекул води, яка обумовлена характером лібраційних коливань молекул води.

5. Проведено дослідження з вивчення впливу режимних та конструктивних параметрів МО на ефективність подальшого окиснення органічних речовин озonom. Визначені оптимальні режими МО водних розчинів для підвищення ефективності окиснення органічних речовин при подальшому озонуванні – оптимальна тривалість обробки перебуває у межах від 0,5 до 1 с; оптимальна швидкість зміни магнітної індукції – в інтервалі від  $400 \cdot 10^{-3}$  до  $800 \cdot 10^{-3}$  Тл/с.

6. Установлено, що ефективність МО зростає при переході від ламінарного режиму руху розчину в апараті МО до турбулентного і не залежить від числа Рейнольдса в області турбулентного режиму руху.

7. Проведено дослідження з вивчення впливу кислотно-лужної реакції розчину і його температури на ефективність МО. Встановлено, що в лужному середовищі ефективність МО знижується через появу озонокаталітичних процесів. Із підвищенням температури розчину вклад МО в ефективність подальшого озонування знижується, що пов'язано із прямим прискоренням реакції окиснення озonom згідно із правилом Вант-Гоффа та інтенсифікацією розкладання озону з утворенням радикалів.

8. Проведено відбір та обґрунтування факторів, що обумовлюють ефективність роботи апаратів МО. До них належать гідродинамічні (швидкість руху води в магнітному полі), фізико-хімічні властивості води (водневий показник, температура) та конструктивні особливості апарата МО (величина магнітної індукції, швидкість зміни магнітної індукції, довжина робочої зони).

9. Побудована регресійна модель для розрахунку очікуваної ефективності МО залежно від режимних та конструктивних параметрів обробки. Перевірка адекватності математичної моделі результатам експериментальних досліджень встановила збіг на рівні 97 %.

10. Запропоновано механізм управління екологічною безпекою систем питного водопостачання та оцінювання їх ефективності з позицій екологічної безпеки. Запропоновано використовувати величину *DALY* як оцінку потенційних

втрата нормальних (здорових) років життя людини від вживання питної води певної якості. Дієвість запропонованого підходу перевірена на прикладі м. Києва.

11. Доведено, що використання розробленого у роботі способу інтенсифікації окиснення органічних речовин вирішує завдання зниження рівня екологічної небезпеки в питному водопостачанні та забезпечення безпечних умов життєдіяльності людини.

12. Розроблено рекомендації з експлуатації апаратів МО. Запропоновано методику інженерного розрахунку конструктивних параметрів апаратів МО.

13. Оцінювання передбачуваного економічного ефекту від упровадження запропонованого у роботі способу підтвердило його економічну доцільність.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Стан довкілля в Україні: за даними інформаційно–аналітичного огляду за 2009–2013 роки [Електронний ресурс] // Матеріали із сайту Міністерства екології та природних ресурсів України. – Режим доступу : <http://www.menr.gov.ua/index.php/dopovidi/infooglyad>.
2. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні за 2009–2014 роки [Електронний ресурс] // Матеріали із сайту Міністерства екології та природних ресурсів України. – Режим доступу : <http://www.menr.gov.ua/index.php/dopovidi>.
3. Національна доповідь «Про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні за 2009–2012 роки [Електронний ресурс] // Матеріали із сайту Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово–комунального господарства України. – Режим доступу : <http://minregion.gov.ua/zkh/vodopostachannya-ta-vodovidvedennya/>.
4. Денисова А. И. Гидрология и гидрохимия Днестра и его водохранилищ / А. И. Денисова, В. М. Тимченко, Е. П. Нахшина [и др.]. – Київ : Наук. думка, 1989. – 216 с.
5. Орел С. М. Імовірнісна оцінка ризику для населення, що вживає питну воду після аварії на складі боєприпасів за допомогою двовимірного методу Монте-Карло / С. М. Орел, М. С. Мальований // Екологічна безпека. – 2013. – № 1 (15). – С. 54–58.
6. Тимченко В. Экологическая гидрология днепровских водохранилищ / В. Тимченко // Гидробиологический журнал. – 2006. – Т. 42, № 3. – С. 81–96.
7. Пляцук Л. Д. Вплив техногенних об'єктів на гідросферу як фактор екологічного ризику / Л. Д. Пляцук, О. А. Бурла // Екологічна безпека. – 2008. – № 2 (2). – С. 40–43.
8. Запольський А. К. Водопостачання, водовідведення та якість води / А. К. Запольський. – Київ : Вища школа, 2005. – 671 с.



9. Давидчук С. П. Забруднення природних поверхневих вод органічними сполуками як чинник формування екологічного ризику / С. П. Давидчук, Т. Ф. Козловська // Вісник КрНУ ім. М. Остроградського. – 2013. – Вип. 2 (79). – С. 139–144.
10. Хвесик М. А. Екологічні проблеми басейну р. Дніпра та шляхи їх вирішення / М. А. Хвесик // Екологія і природокористування. – 2013. – Вип. 17. – С. 68–74.
11. Шушковська С. В. Хлорорганічні сполуки у питній воді та їх вплив на здоров'я населення / С. В. Шушковська // Гігієна населених місць. – 2010. – № 55. – С. 88–103.
12. Насонкина Н. Г. Повышение экологической безопасности систем питьевого водоснабжения / Н. Г. Насонкина. – Макеевка : ДонНАСА, 2005. – 181 с.
13. Драгинский В. Л. Озонирование в процессах очистки воды / В. Л. Драгинский, Л. П. Алексеева, В. Г. Самойлович. – Москва : ДеЛи принт, 2007. – 400 с.
14. Рой І. О. Оцінка екологічної безпеки систем централізованого питного водопостачання в Україні / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук // Journal of Engineering Sciences. – 2014. – Vol. 1, Issue 1. – P. 7–14.
15. Храменков С. В. Активированные окислительные процессы в системах подготовки питьевой воды / С. В. Храменков, К. Е. Хренов, Е. В. Шушкевич [та ін.] // Вода: химия и экология. – 2012. – № 5. – С. 28–32.
16. Баран Б. А. Фізико-хімічне обґрунтування дії магнітного поля на водні розчини в системах техногенно-екологічної безпеки : дис. ... д-ра хім. наук : 21.06.01 / Баран Богдан Андрійович. – Хмельницький, 2005. – 326 с.
17. Рой І. О. Використання магнітної обробки природних вод для інтенсифікації окислення органічних сполук озоном / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук // Екологічна безпека. – 2013. – № 2 (16). – С. 103–106.
18. Рой І. О. Шляхи використання магнітного поля в системах зворотного водопостачання / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук // Збірник наукових статей III Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю «Екологія/Ecology-2011». – Вінниця : ВНТУ, 2011. – Том 2. – С. 350–353.

19. Рой І. О. Аналіз досліджень очистки стічних вод із застосуванням магнітного поля / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук, О. П. Бутьоний // *Екологія и промышленность*. – 2014. – № 1 (38). – С. 51–55.
20. Пляцук Л. Д. Підвищення екологічної безпеки використання водних ресурсів за рахунок магнітогідродинамічної обробки стічних води / Л. Д. Пляцук, І. О. Рой // *Екологічна безпека*. – 2011. – № 2 (12). – С. 14–16.
21. Пат. 88709 України, МПК (2006.01) C02F1/78. Установка для очищення води від органічних сполук / Рой І. О., Пляцук Л. Д.; заявник та утримувач патенту Сумський державний університет. – № u201313039 ; заявл. 11.11.2013 ; опубл. 25.03.2014, Бюл. № 6.
22. Roy I. Purification of natural water from organic substances using magnetic treatment / L. Plyatsuk, J. Adamenko, T. Kachala // *Scientific bulletin of North University of Baia Mare. Series D*. – 2013. – Vol. XXVII, No. 1. – P. 117–120.
23. Рой И. А. Расчет конструктивных параметров аппаратов магнитной обработки воды в процессах водоподготовки / И. А. Рой, Л. Д. Пляцук // *Сборник научных трудов II Международной научно-практической конференции «Актуальные проблемы инженерных наук в области промышленности, экологии и охраны водных ресурсов»*. – Пенза : ПГУАС, 2013. – С. 216–223.
24. Осипенко В. П. Міграція і розподіл органічних речовин між абіотичними компонентами поверхневих водойм за аеробних і анаеробних умов середовища / В. П. Осипенко, Т. О. Васильчук // *Наук. праці УкрНДГМІ*. – 2010. – Вип. 259. – С. 188–198.
25. Хумитакє С. Органические вещества в водных экосистемах / С. Хумитакє. – Ленинград : Гидрометеиздат, 1986. – 199 с.
26. Никаноров А. М. Справочник по гидрохимии / А. М. Никаноров. – Ленинград : Гидрометеиздат, 1989. – 390 с.
27. Мєшкова-Клименко Н. А. Шляхи забезпечення нормативної якості питної води залежно від стану джерел централізованого водопостачання [Електронний ресурс] / Н. А. Мєшкова-Клименко, І. С. Єзловецька, В. Ф. Вакуленко // *Наукові*

доповіді НАУ. – 2007. – № 3 (8). – Режим доступу : <http://nd.nubip.edu.ua/2007-3/titul.html>.

28. Глущенко А. И. Экологическое состояние и качество подземных вод Калининградского скважинного водозабора / А. И. Глущенко // Вестник РГУ им. И. Канта. – 2008. – Вып. 1. – С. 25–31.

29. Карабин В. В. Щодо динаміки забруднення ґрунтових вод Передкарпаття у зоні техногенезу родовищ нафти / В. В. Карабин, В. В. Колодій, О. Г. Яронтовський [та ін.] // Праці наукового товариства імені Шевченка. Геологічний збірник. – 2007. – Т. XIX. – С. 182–190.

30. Crompton T. R. Organic compounds in natural water : analysis and determination / T. R. Crompton. – London, UK : Taylor & Francis Group, 2014. – 295 p.

31. Осадча Н. М. Форми міграції гумусових речовин у поверхневих водах / Н. М. Осадча // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2011. – Вип. 260. – С. 110–124.

32. Гидрохимические показатели состояния окружающей среды: справочные материалы / [под ред. Т. В. Гусевой]. – Москва : ФОРУМ ; ИНФРА, 2007. – 192 с.

33. Піціль А. О. Сучасні екологічні аспекти поверхневого стоку талих вод з сільських селітебних територій [Електронний ресурс] / А. О. Піціль // Матеріали конференції «Перспективні інновації в науці, освіті, виробництві та транспорті». – Режим доступу : <http://www.sworld.com.ua/index.php/ru/biology-413/ecology-and-biotechnology-413/19773-413-0329>.

34. Магась Н. І. Оцінка сучасного антропогенного навантаження на басейн річки Південний Буг / Н. І. Магась, А. Г. Трохименко // Екологічна безпека. – 2013. – № 2 (16). – С. 48–52.

35. Березовська В. Ю. Антропогенна евтрофікація водойм міста Києва / В. Ю. Березовська, Т. М. Настека // Матеріали I Всеукраїнської наукової студентської конференції «Екологія та екологічна освіта», м. Київ, 12–13 квітня 2011 р. – Київ, 2011. – С. 15–17.

36. Шапар А. Г. Можливі технічні рішення для повернення техноекосистеми р. Дніпро до природного стану / А. Г. Шапар, О. О. Скрипник, Д. В. Чілій // Екологія і природокористування. – 2013. – Вип. 16. – С. 83–91.

37. Ухань О. О. Вплив природних та антропогенних чинників на формування режиму біогенних елементів у поверхневих водах басейну Сіверського Дінця / О. О. Ухань, В. І. Осадчий // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2011. – Вип. 261. – С. 163–178.
38. Удод В. М. Сучасні підходи до визначення процесів самоочищення природних водойм (на прикладі річки Прут) / В. М. Удод, В. Л. Поляков, М. Ю. Яців // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. – 2009. – № 12. – С. 5–13.
39. Шапар А. Г. Вплив водосховищ на стан водних ресурсів басейну р. Дніпро / А. Г. Шапар, О. О. Скрипник // Екологія і природокористування. – 2013. – Вип. 17. – С. 49–57.
40. Щербань М. Г. Еколого-гігієнічні проблеми джерела питного водопостачання регіонів України і РФ ріки Сіверський Донець / М. Г. Щербань, В. А. Капустник, В. В. М'ясоєдов [та ін.] // Вода: гігієна и екологія. – 2013. – № 1 (1). – С. 118–128.
41. Федоненко О. В. Сезонна динаміка трофо-сапробіологічних показників води середньої частини Запорізького (Дніпровського) водосховища / О. В. Федоненко, О. В. Слабоспицька // Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону. – 2011. – № 1 (11). – С. 111–121.
42. Єлізаров М. О. Про можливий спосіб очищування Дніпровських водосховищ від ціанобактерій / О. І. Єлізаров, М. О. Єлізаров // Екологічна безпека. – 2009. – № 3 (7). – С. 60–63.
43. Линник П. М. Гідроекологічна характеристика Київського водосховища в екстремальних умовах прояву дефіциту розчиненого кисню / П. М. Линник, А. О. Морозова, Т. О. Василь // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. – 2010. – № 2 (43). – С. 331–334.
44. Новосельська Л. П. Вплив біологічно активних сполук синьозелених водоростей на гідробіонти та теплокровні організми / Л. П. Новосельська // Екологічні науки. – 2013. – № 3. – С. 38–42.

45. Осадчий В. І. Кисневий режим поверхневих вод України / В. І. Осадчий, Н. М. Осадча // *Наук. праці УкрНДГМІ.* – 2007. – Вип. 256. – С. 265–285.
46. Evangelou V. P. *Environmental soil and water chemistry: principles and applications* / V. P. Evangelou. – Canada : John Wiley & Sons, 1998. – 565 p.
47. Аристархова Э. А. Проблема экологической безопасности водной среды в условиях антропогенной эвтрофикации / Э. А. Аристархова // *Технологический аудит и резервы производства.* – 2013. – № 5/4 (13). – С. 47–49.
48. Дмитрієва О. О. Метод оцінки ризику водокористування з поверхневих водних об'єктів в залежності від рівня їх евтрофування за даними космічного моніторингу / О. О. Дмитрієва, А. В. Кошель, І. В. Колдоба, О. А. Кошель // *Системи управління, навігації та зв'язку.* – 2012. – Т. 2, Вип. 1 (21). – С. 233–243.
49. Авраменко Н. І. Евтрофікаційні процеси річки Ворскла / Н. І. Авраменко // *Вісник Полтавської державної аграрної академії.* – 2010. – № 4. – С. 179–181.
50. Петрук В. Г. Контроль інтегральних параметрів якості поверхневих вод р. Південний Буг за характеристиками макрофітів / В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, Ю. А. Гайдей // *Екологічні науки.* – 2013. – № 1. – С. 65–70.
51. Щербатюк А. Ф. Органічне забруднення вод гідрографічної мережі Житомирського району / А. Ф. Щербатюк, В. П. Фещенко // *Вісн. Житомир. нац. агрокол. ун-ту.* – 2010. – № 2 (27). – С. 206–214.
52. Шапар А. Г. Систематизація задач наукового забезпечення переводу території басейну р. Дніпро до сталого функціонування та обґрунтування підходів до їх вирішення / А. Г. Шапар, О. О. Скрипник, С. М. Сметана // *Екологія і природокористування: зб. наук. праць Інституту природокористування та екології НАН України.* – 2012. – Вип. 15. – С. 12–21.
53. Ладика М. М. Екологічний стан середніх річок лівобережжя України [Електронний ресурс] / М. М. Ладика, В. І. Максін, І. Г. Кутова, А. О. Бордусь // *Материалы конференции «Перспективные инновации в науке, образовании, производстве и транспорте», 17–26 декабря 2013 г.* – Режим доступа : <http://www.sworld.com.ua/index.php/ru/biology-413/ecology-and-biotechnology-413/19795-413-1256>

54. Загородня С. А. Дослідження екологічного стану Кременчуцького водосховища в межах Черкаської області методами ДЗЗ / С. А. Загородня, Н. А. Шевякіна, М. І. Новік, І. В. Радчук // Ученые записи Таврического национального университета имени В. И. Вернадского. – 2010. – Т. 23 (62), № 2. – С. 84–91.
55. Яцик А. В. Оцінка екологічного стану водосховищ гідроенергетичного призначення на р. Південний Буг за гідробіологічними показниками / А. В. Яцик, А. П. Чернявська, Т. О. Басюк // Гідроенергетика України. – 2010. – № 3. – С. 17–24.
56. Кисельов А. Ф. Гідрологічний стан Миколаївської області та якість питної води / А. Ф. Кисельов, Г. В. Грищенко, А. О. Руденко [та ін.] // Наукові праці. Серія «Екологія». – 2009. – Вип. 94, Т. 107. – С. 76–78.
57. Гончар О. М. Гідрохімічний режим та оцінка якості води річки Дністер (Подільська частина) / О. М. Гончар // Науковий збірник «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія». – 2007. – Т. 12. – С. 164–172.
58. Насонкіна Н. Г. Підвищення екологічної безпеки систем питного водопостачання : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра техн. наук : спец. 21.06.01 «Екологічна безпека» / Н. Г. Насонкіна. – Донецьк, 2006. – 40 с.
59. Романенко В. Д. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксіюк [та ін.]. – Київ : Символ–Т, 1998. – 28 с. (Затверджено наказом Мінекобезпеки України № 44 від 31.03.98, погоджено з Держкомгідрометом та Держводгоспом України, надано чинності з 1 січня 1999 р.).
60. Козловська Т. Ф. Визначення ступенів екологічного ризику в умовах природно-техногенного хімічного забруднення поверхневих вод / Т. Ф. Козловська // Вісник КДПУ імені Михайла Остроградського. – 2009. – № 4 (57). – Ч. 2. – С. 118–124.
61. Курбатова І. М. Якість води водойм рибогосподарського призначення та її вплив на розвиток ікри коропа (*Syrprinus carpio* L.) / І. М. Курбатова, В. В. Цедик // Природа Західного Полісся та прилеглих територій. Розділ II. Біологія. – 2012. – № 9. – С. 224–228.

62. Гулієва Н. М. Аналіз методів обробки природної питної води / Н. М. Гулієва // Науковий вісник КУЕІТУ. Нові технології. – 2012. – № 1 (35). – С. 112–116.
63. Котовская Е. Е. Анализ эффективности работы водопроводных очистных сооружений по органическим загрязнениям / Е. Е. Котовская // Строительство и техногенная безопасность. – 2011. – Вып. 37. – С. 122–130.
64. Гончарук В. В. Современные проблемы технологии подготовки питьевой воды / В. В. Гончарук, Н. А. Клименко, Л. А. Савчин [та ін.] // Химия и технология воды. – 2006. – Т. 28, № 1. – С. 93–95.
65. Омельченко М. П. Використання озоно–сорбційного очищення при підготовці питної води із забруднених поверхневих джерел / М. П. Омельченко, Г. Ю. Ситник, Л. І. Коваленко // Інженерні системи та техногенна безпека. – 2011. – Вип. 5 (91). – С. 10–14.
66. Гончарук В. В. Обоснование технологических режимов эффективной работы окислительно-сорбционных установок очистки воды / В. В. Гончарук, В. Ф. Вакуленко, А. О. Самсоны-Тодоров [та ін.] // Хімія і технологія води. – 2010. – Т. 32, №1. – С. 67–86.
67. Волошин М. Д. Проблеми підвищення якості питної води : [монографія] / М. Д. Волошин, О. А. Крюковська, А. В. Іванченко. – Дніпродзержинськ : ДДТУ, 2013. – 269 с.
68. Гончарук В. В. Влияние пероксида водорода на степень деструкции фульвокислот и органических примесей речной воды озонем, УФ-излучением и О<sub>3</sub>/УФ-обработкой / В. В. Гончарук, В. Ф. Вакуленко, Ю. О. Швадчина [та ін.] // Хімія і технологія води. – 2009. – Т. 31, № 2. – С. 145–161.
69. Давидчук С. П. Оцінка еколого–економічної ефективності впровадження сучасних технологій підвищення рівня екологічної безпеки природної та питної води / С. П. Давидчук, Т. Ф. Козловська // Вісник КДПУ імені Михайла Остроградського. – 2012. – № 4 (75). – С. 150–155.
70. Душкин С. С. Разработка научных основ ресурсосберегающих технологий подготовки экологически чистой питьевой воды / С. С. Душкин, Г. И. Благодарная. – Харьков : ХНАГХ, 2009. – 95 с.

71. Задорский В. Вода питьевая «Украинская» / В. Задорский // Экобезопасность. – 2011. – № 1–2 (7–8). – С. 11–13.
72. Василюк А. В. Аналіз сучасного стану питного водопостачання в Україні і шляхи його покращення / А. В. Василюк // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. – 2009. – № 13. – С. 42–48.
73. Грабовська Л. Л. Оцінка екологічного ризику у сфері питного водопостачання України / Л. Л. Грабовська, О. О. Єфремова // Збірник наукових праць Національної академії Державної прикордонної служби України імені Богдана Хмельницького. Серія «Військові та технічні науки». – 2010. – № 54. – С. 58–62.
74. Терновська О. І. До питання водозабезпечення та водопостачання деяких регіонів України і показників якості води / О. І. Терновська, М. В. Бугас, С. М. Заблоцький, І. М. Єріна // Комунальне господарство міст. Серія «Технічні науки та архітектури». – 2010. – № 93. – С. 34–38.
75. Благодарная Г. И. Экологическая безопасность систем водоподготовки / Г. И. Благодарная, А. В. Коваленко // Научно-технический сборник. – 2009. – № 90. – С. 337–341.
76. Бабенко Т. В. Системи водопостачання населених пунктів України / Т. В. Бабенко, Ю. В. Почта // Науковий вісник НГУ. – 2012. – № 2. – С. 105–108.
77. Шевчук Ю. Ф. Сучасний стан і проблеми питного водопостачання населення України / Ю. Ф. Шевчук // Науковий вісник Чернівецького університету. – 2013. – Вип. 65. – С. 90–92.
78. Демографічна ситуація [Електронний ресурс] // Статистичні матеріали Державної служби статистики України. – Режим доступу : <http://www.ukrstat.gov.ua/>.
79. Технический справочник по обработке воды : в 2 т. : пер. с фр. – Санкт-Петербург : Новый журнал, 2007. – Т. 2. – 920 с.
80. Орлов В. А. Озонирование воды / В. А. Орлов. – Москва : Стройиздат, 1984. – 88 с.



81. Кравчук А. М. Видалення органічних речовин з питної води озонуванням та фільтруванням через каталітичне та сорбційне завантаження / А. М. Кравчук, О. О. Сліпченко // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. – 2009. – № 13. – С. 19–25.
82. Кузубова Л. И. Химические методы подготовки воды (хлорирование, озонирование, фторирование): [аналитический обзор] / Л. И. Кузубова, В. Н. Кобрина // РАН, ГННТБ, НИОХ. Сер. «Экология». – Новосибирск, 1996. – Вып. 42. – 132 с.
83. Gray N. F. Water Technology / N. F. Gray. – Elsevier Science & Technology Books Pub, 2005. – 645 p.
84. Gunten U. Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation / Urs von Gunten // Water Research. – 2003. – No. 37. – P. 1443–1467.
85. Рябчиков Б. Е. Современные методы подготовки воды для промышленного и бытового использования / Б. Е. Рябчиков. – Москва : ДеЛи принт, 2004. – 328 с.
86. Корінько І. В. Інноваційні технології водопідготовки : [монографія] / І. В. Корінько, Ю. О. Панасенко. – Харків : ХНАМГ, 2012. – 208 с.
87. Соловьёва О. А. Озонирование как экологически безопасная процедура очистки питьевой воды / О. А. Соловьёва, О. Е. Фалова // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. – 2012. – № 1. – С. 103–104.
88. Журба М. Г. Водоснабжение. Проектирование систем и сооружений : учебное пособие / М. Г. Журба, Л. И. Соколов, Ж. М. Говорова. – 2-е изд., перераб. и доп. – Москва : Издательство АСВ, 2004. – 496 с.
89. ОАО Мосводоканал. Водоснабжение. Подготовка питьевой воды [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <http://www.mosvodokanal.ru/index.php?do=cat&category=drinkwater>.
90. Кулішенко О. Ю. Активований кисень як альтернатива сильним окислювачам в системах водоочищення / О. Ю. Кулішенко, Т. Б. Кравченко, В. Т. Остапенко [та ін.] // Водопостачання та водовідведення. – 2013. – № 5 (13). – С. 16–22.

91. Житенев Б. Н. Характеристика окислителей, применяемых для очистки природных вод в целях технического водоснабжения / Б. Н. Житенев, С. В. Андреюк // Вестник Брестского государственного технического университета. – 2013. – № 2. – С. 33–35.
92. Дубовик И. В. Перспективы применения пероксида водорода для очистки природных вод от специфических ароматических соединений / И. В. Дубовик // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. – 2004. – № 4 (10). – С. 154–156.
93. Козятник И. П. Влияние озонирования воды на степень извлечения природных органических веществ при фильтровании через биологически активный уголь / И. П. Козятник, Н. А. Клименко, Л. А. Савчина // Хімія і технологія води. – 2010. – Т. 32, № 3. – С. 263–273.
94. Пупырев Е. И. Современные проектные решения при развитии модернизации систем водоснабжения и канализации городов / Е. И. Пупырев // Водоочистка. – 2011. – № 8. – С. 8–10.
95. Дзюбо В. В. Эффективность озонирования в процессе очистки подземных вод / В. В. Дзюбо // Вестник ТГАСУ. – 2004. – № 1. – С. 107–115.
96. Офіційний сайт Київводоканалу [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://www.vodokanal.kiev.ua/>.
97. Разумовский С. Д. Озон и его реакции с органическими соединениями (кинетика и механизм) / С. Д. Разумовский, Г. Е. Заиков. – Москва : Наука, 1974. – 322 с.
98. Лунин В. В. Физическая химия озона / В. В. Лунин, М. П. Попович, С. Н. Ткаченко. – Москва : Изд-во МГУ, 1998. – 480 с.
99. Фрог Б. Н. Водоподготовка : учебное пособие / Б. Н. Фрог, А. П. Левченко. – Москва : Изд-во МГУ, 1996. – 680 с.
100. Новый справочник химика и технолога. Процессы и аппараты химических технологий. – Санкт-Петербург : АНО НПО «Профессионал», 2004. – Ч. 1. – 848 с.

101. Application of advanced oxidation processes (AOP) in water treatment // Dr Bill Grote / 37th Annual Qld Water Industry Operations Workshop, Parklands, Gold Coast. – 5 June–7 June, 2012. – P. 17–23.
102. Munter R. Advanced Oxidation Processes / R. Munter // Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Chemistry. – 2001. – No. 50 (2). – P. 59–80.
103. Шабалина А. В. Окисление органических загрязнителей воды озоном на массивном медном катализаторе : автореф. дис. на соискание науч. степени канд. хим. наук : спец. 02.00.04 «Физическая химия» / А. В. Шабалина. – Томск, 2011. – 21 с.
104. Морозов П. А. Закономерности разложения озона в воде и водных растворах. Оптимизация окислительных процессов : дис. на соис. ученой степени канд. хим. наук : спец. 03.00.16 «Экология» / П. А. Морозов. – Москва, 2009. – 16 с.
105. Шевчук Л. І. Окислення водних розчинів органічних сполук в умовах кавітації / Л. І. Шевчук, В. Л. Старчевський // Вісник Державного університету «Львівська політехніка». – 2000. – № 395. – С. 50–52.
106. Желовицкая А. В. Окисление органических соединений с помощью гидроксид-радикала, генерируемого в растворах химическим и электрохимическим методами / А. В. Желовицкая, Е. А. Ермолаева, А. Ф. Дресвянников // Вестник Казанского технологического университета. – 2008. – № 6. – С. 211–229.
107. Иванцова Н. А. Окислительная деструкция фенола при совместном воздействии озона и пероксида водорода / Н. А. Иванцова, М. С. Петрищева // Вода: химия и экология». – 2013. – № 10. – С. 90–95.
108. Черепкова Е. А. Применение озона, ультразвука и УФ-излучения для очистки воды плавательных бассейнов / Е. А. Черепкова, А. С. Курников // Сборник материалов XX Международной научно-практической конференции «Экология и жизнь». – Пенза : Приволжский дом знаний, 2011. – С. 217–228.
109. Миненко В. И. Электромагнитная обработка воды в теплоэнергетике / В. И. Миненко. – Харьков : Изд-во ХГУ, 1981. – 22 с.
110. Классен В. И. Омагничивание водных систем / В. И. Классен. – Москва : Химия, 1982. – 296 с.

111. Szkatula A. Magnetic treatment of industrial water. Silica activation / A. Szkatula, M. Balanda, M. Kopec // *The European physical journal applied physics*. – 2002. – № 18. – P. 41–49.
112. Gholizadeh M. The effect of magnetic water on strength parameters of concrete / M. Gholizadeh, H. Arabshahi // *Journal of Engineering and Technology Research*. – 2011. – Vol. 3 (3). – P. 77–81.
113. Smith C. The effectiveness of a magnetic physical water treatment device on scaling in domestic hot-water storage tanks / C. Smith, P. P. Coetzee, J. P. Meyer // *Water SA*. – 2003. – Vol. 29, № 3. – P. 231–236.
114. Черепашкин С. Е. Повышение безопасности эксплуатации промышленных трубопроводов путем снижения солеотложения на внутренней поверхности : дис. ... канд. техн. наук : 05.26.03 / С. Е. Черепашкин. – Уфа, 2006. – 135 с.
115. Неведров А. В. Разработка безреагентной технологии и совершенствование оборудования обработки воды для повышения безопасности и эффективности работы водогрейного оборудования : дис. ... канд. техн. наук : 05.26.03 / А. В. Неведров. – Кемерово, 2004. – 170 с.
116. Gabrielli C. Magnetic water treatment for scale prevention / C. Gabrielli, R. Jaouhari, G. Maurin, M. Keddam // *Wat. Res.* – 2001. – Vol. 35, No. 13. – P. 3249–3259.
117. Botello-Zubiate M. E. Influence of magnetic water treatment on calcium carbonate phase formation and the electrochemical corrosion behavior of carbon steel / M. E. Botello-Zubiate, A. Alvarez // *Journal of Alloys and Compounds*. – 2004. – No. 369. – P. 256–259.
118. Busch K. W. Laboratory studies on magnetic water treatment and their relationships to a possible mechanism for scale reduction / K. W. Busch, M. A. Busch // *Desalination*. – 1997. – P. 131–148.
119. Lipus L. C. Influence of magnetic field on the aragonite precipitation / L. C. Lipus, D. Dobersek // *Chemical Engineering Science*. – 2007. – No. 62. – P. 2089–2095.

120. Quinn C. J. Magnetic treatment of water prevents mineral build-up / C. J. Quinn, T. C. Molden, C. H. Sanderson // *Iron and Steel Engineer*. – 1997, July. – P. 47–52.
121. Антонов С. Н. Аппарат магнитной обработки воды для котельных тепличных хозяйств : дис. ... канд. техн. наук : 05.20.02 / С. Н. Антонов. – Ставрополь, 2003. – 175 с.
122. Душкин С. С. Магнитная водоподготовка на химических предприятиях / С. С. Душкин, В. Н. Евстратов. – Москва : Химия, 1986. – 144 с.
123. Coey J. M. D. Magnetic water treatment / J. M. D. Coey, Stephen Cass // *Journal of Magnetism and Magnetic Materials*. – 2000. – No. 209. – P. 71–74.
124. Lipus L. C. Dispersion Destabilization in Magnetic Water Treatment / L. C. Lipus, J. Krope, L. Crepinsek // *Journal of Colloid and Interface Science*. – 2001. – No. 236. – P. 60–66.
125. Квартенко О. М. Вплив постійного магнітного поля на інтенсифікацію процесу очистки поверхневого стоку з територій промислових підприємств / О. М. Квартенко // *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування*. – 2009. – № 2 (46). – С. 216–225.
126. Квартенко А. Н. Комплексная многопроцесная очистка подземных вод сложного физико–химического состава / А. Н. Квартенко // *Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво*. – 2009. – № 34. – С. 180–191.
127. Агафонова Г. С. Влияние магнитной обработки на флокуляцию при флотации / Г. С. Агафонова, Г. С. Бергер // *Вопросы теории и практики магнитной обработки воды и водных систем*. – Москва : Цветметинформация, 1971. – С. 126–132.
128. Аглемерьян Т. Х. Влияние омагничивания раствора ОП-10 на устойчивость эмульсии / Т. Х. Аглемерьян, Л. Н. Ефанов, Л. И. Крот // *Коллоидный журнал*. – 1977. – Т. 39, № 5. – С. 526–527.
129. Душкин С. С. Исследование процессов осаждения коагулированных примесей при очистке водыв системах промышленного водоснабжения / С. С. Душкин, И. Н. Гусь, О. В. Володченко // *Научно-технический сборник*. – 2003. – № 51. – С. 133–138.

130. Гамаюнов Н. И. Воздействие постоянного магнитного поля на движущиеся растворы и суспензии / Н. И. Гамаюнов // Колоидный журнал. – 1994. – Т. 56, № 2. – С. 290–298.
131. Матвеева М. В. Поведение ионообменников в омагниченных растворах электролитов / М. В. Матвеева, А. А. Образцов, Н. А. Бочарова // Магнитная обработка водных систем. – Москва : НИИТЭХИМ, 1981. – С. 63.
132. Крылов О. Т. Применение магнитной обработки воды и водных растворов для интенсификации сорбционно-десорбционных процессов / О. Т. Крылов, В. И. Классен, В. Г. Зерницкий, Л. А. Ларин // Магнитная обработка водных систем. – Москва : НИИТЭХИМ, 1981. – С. 65.
133. Душкин С. С. Электромагнитная активация ионообменных смол / С. С. Душкин, В. И. Беляев, В. Н. Евстратов // Магнитная обработка водных систем. – Москва : НИИТЭХИМ, 1981. – С. 66.
134. Баран Б. А. Применение магнитного поля в процессах водоподготовки / Б. А. Баран, А. П. Криворучко // Химия и технология воды. – 2000. – № 2. – С. 135–142.
135. Квартенко А. Н. Основы современной теории воздействия постоянного магнитного поля на изменение структуры воды и проницаемости клеточных мембран / А. Н. Квартенко // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. – 2009. – № 1 (45). – С. 104–115.
136. Квартенко А. Н. Исследование биотропных параметров постоянного магнитного поля на сообщества микроорганизмов / А. Н. Квартенко // Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво. – 2008. – № 33. – С. 134–142.
137. Шахов А. И. Бактерицидное действие внешнего магнитного поля / А. И. Шахов, С. С. Душкин // Гигиена и санитария. – 1965. – № 9. – С. 106–107.
138. Никифорова Л. О. Взаимодействие электромагнитного излучения с веществом / Л. О. Никифорова, Ю. П. Рыбаков, Г. Н. Шикин // Вестник РУДН. Серия «Физика». – 2001. – № 9, Вып. 1. – С. 62–63.

139. Шаталов В. М. Дегазация биожидкостей как механизм биологического действия слабых электромагнитных полей / В. М. Шаталов // Біофізичний вісник. – 2009. – Вип. 23 (2). – С. 120–128.
140. Рой І. О. Перспектива використання магнітної обробки в системах питного водопостачання / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук // Матеріали Міжнародної конференції «Цілі збалансованого розвитку для України». – Київ : Центр екологічної освіти та інформації, 2013. – С. 51–53.
141. Брук О. Б. К вопросу о механизме магнитной обработки дисперсных систем / О. Б. Брук, В. И. Классен, О. Т. Крылов // Электронная обработка материалов. – 1987. – № 6 (138). – С. 32–36.
142. Colic M. The elusive mechanism of the magnetic «memory» of water / M. Colic, D. Morse // Colloids and surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects 154. – 1999. – P. 167–174.
143. Сурду Н. В. О едином механизме воздействия магнитного поля на свойства немагнитных материалов / Н. В. Сурду, А. А. Тарелин, Е. Ф. Лукьянов [и др.] // Високі технології в машинобудуванні. – 2008. – № 2 (17). – С. 504.
144. Мартынова О. И. К вопросу о механизме влияния магнитного поля на водные растворы солей / О. И. Мартынова, Б. Т. Гусев, Е. А. Леонтьев // Успехи физических наук. – 1969. – Т. 98, Вып. 1. – С. 195–199.
145. Крылов О. Т. К механизму магнитной обработки природных вод / О. Т. Крылов, Н. А. Розию, Е. И. Фунберг, В. И. Классен // Электрон. обраб. матер. – 1987. – № 2. – С. 53–56.
146. Антонченко В. Я. Основы физики воды / В. Я. Антонченко, А. С. Давыдов, В. В. Ильин. – Киев : Наукова думка, 1991. – С. 622–636.
147. Войченко В. А. Теория магнитной обработки воды / В. А. Войченко, Л. Г. Сапожин // Инженерно-физический журнал. – 1977. – Вып. 33, № 2. – С. 350–355.
148. Кокшаров С. А. Влияние магнитного поля на состояние растворов активных красителей / С. А. Кокшаров, О. И. Константинов, А. П. Мориганов, Б. Н. Мельников // Журнал прикладной химии. – 1990. – Т. 63, № 3. – С. 565–571.

149. Духанин В. С. Исследование влияния магнитного поля на гидратацию ионов в растворах электролитов и на скорость некоторых химических реакций : автореф. дис. на соискание уч. степени канд. хим. наук : спец. 02.00.04 / В. С. Духанин. – Москва, 1973. – 21 с.
150. Lee C.-C. Effects of magnetic field on the reaction kinetics of electroless nickel deposition / C.-C. Lee, n. T.-C. Chen // *Electrochim. Acta.* – 1995. – Vol. 40, № 8. – P. 965–970.
151. Букатый В. И. Влияние магнитных полей и электромагнитного излучения на физико-химические свойства воды / В. И. Букатый, П. И. Нестерок, П. П. Черненко // *Вестник алтайской науки.* – 2010. – № 1 (18). – С. 47–53.
152. Алибеков С. Я. Очистка промышленных сточных вод окислением и их комплексное использование : дис. ... д-ра техн. наук : 03.00.16 / С. Я. Алибеков. – Йошкар-Ола, 2003. – С. 170–172.
153. Мартынюк В. С. Влияние магнитного поля крайне низкой частоты на критическую концентрацию мицеллообразования в воде и водных растворах электролитов / В. С. Мартынюк, Д. А. Панов, Ю. В. Цейслер // *Физика живого.* – 2008. – Т. 16, № 2. – С. 78–84.
154. Усатенко С. Т. Влияние магнитных полей на вращательные ИК-спектры воды / С. Т. Усатенко, В. И. Морозов, В. И. Классен // *Коллид. журнал.* – 1977. – Т. 39, № 5. – С. 1018–1020.
155. Lielmers J. External transverse magnetic Field Effect on Electrolyte Diffusion in LiCl – H<sub>2</sub>O Solutions / J. Lielmers, H. Aleman // *Biochemistry and Bioenergetic.* – 1978. – Vol. 5. – P. 285–295.
156. Семихина Л. П. Влияние слабых магнитных полей на свойства воды и льда / Л. П. Семихина, В. Ф. Киселев // *Изв. вузов. Физика.* – 1988. – № 5. – С. 13–17.
157. Шипунов Б. П. Изменение объема воды и водных растворов под воздействием постоянного магнитного поля и пониженной температуры / Б. П. Шипунов, К. В. Селиков // *Известия Алтайского государственного университета.* – 2005. – № 3 (37). – С. 51–53.



158. Санкин Г. Н. Интенсификация изменения электропроводности воды в слабых постоянных магнитных полях / Г. Н. Санкин, В. С. Тесленко // Журнал технической физики. – 2000. – Т. 70, Вып. 3. – С. 64–65.
159. Пинчук Л. С. Влияние магнитного поля на течение воды по зазорам контакта твердых тел / Л. С. Пинчук, Е. М. Марков, А. Г. Кравцов // Журнал технической физики. – 1996. – Т. 66, Вып. 4. – С. 30–35.
160. Букатый В. И. Измерение физико-химических характеристик воды при различных физических воздействиях с учетом переходных процессов / В. И. Букатый, П. И. Нестерюк // Ползуновский вестник. – 2010. – № 2. – С. 60–65.
161. Мальцева Т. Н. Интенсификация процессов крашения текстильных материалов путем магнитной обработки водных растворов : автореф. дис. на соискание уч. степени канд. техн. наук : спец. 05.19.03 «Технология текстильных материалов» / Т. Н. Мальцева. – Иваново, 1993. – 21 с.
162. Семихина Л. П. Изменение показателя преломления воды после магнитной обработки / Л. П. Семихина // Коллоидный журнал. – 1981. – Т. 43. – С. 401–404.
163. Акопян С. Н. Исследования удельной электропроводности воды под воздействием постоянного магнитного поля, электромагнитного поля и низкочастотных механических колебаний / С. Н. Акопян, С. Н. Айрапетян // Биофизика. – 2005. – Т. 50, Вып. 2. – С. 265–270.
164. Ускова Н. Н. Изучение влияния состава водных растворов и внешних полей на ток заряжения ртутно-пленочного электрода : дис. ... канд. хим. наук : 02.00.04 / Н. Н. Ускова. – Барнаул, 2007. – С. 75–90.
165. Килимник А. Б. Физическая химия / А. Б. Килимник. – Тамбов : Издательство ТГТУ, 2008. – 108 с.
166. Энтелис С. Г. Кинетика реакций в жидкой фазе / С. Г. Энтелис, Р. П. Тигер. – Москва : Химия, 1973. – 416 с.
167. Амис Э. Влияние растворителя на скорость и механизм химических реакций : пер. с англ. / под ред. М. И. Кабачкина. – Москва : Мир, 1968. – 328 с.
168. Кутепов А. М. Вода: структура, состояние, сольватация / А. М. Кутепов. – Москва : Наука, 2003. – 404 с.

169. Сайкс П. Механизмы реакций в органической химии : пер. с англ. / под ред. В. Ф. Травеня. – 4-е изд. – Москва : Химия, 1991. – Великобритания, 1986. – 448 с.
170. Рудяк В. Ю. Водный кластер для моделирования гидратации органических соединений. Использование метода функционала плотности / В. Ю. Рудяк, В. Г. Авакян, В. Б. Назаров, М. В. Алфимов // Российские нанотехнологии. – 2009. – Т. 4, № 1–2. – С. 81–91.
171. Christian R. Solvents and Solvent Effects in Organic Chemistry / R. Christian. – Weinheim : WILEY–VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2003. – 629 p.
172. Першин С. М. Орто/пара конверсия  $H_2O$  в воде и скачок «текучести» эритроцитов через микрокапилляр при температуре  $36,6 \pm 0,3$  °C / С. М. Першин // Сборник избранных трудов V Международного конгресса «Слабые и сверхслабые поля и излучения в биологии и медицине». – 2009. – С. 87–97.
173. Малафаев Н. Т. О взаимодействиях и динамике молекул в чистой воде / Н. Т. Малафаев // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. – 2011. – № 4/8 (52). – С. 48–58.
174. Малафаев Н. Т. Силовые особенности колебаний двухчастотного сферического маятника в неоднородном поле сил / Н. Т. Малафаев // Scientific Journal «ScienceRise». – 2015. – № 10/2 (15). – С. 68–75.
175. Рой І. О. Апаратна реалізація магнітогідродинамічної обробки стічних вод / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук // Матеріали доповідей VII Міжнародної XVIII Традиційної науково-практичної конференції «Екологічний інтелект – 2012». – Дніпропетровськ : Дніпропетровський національний університет залізничного транспорту ім. акад. В. Лазаряна, 2012. – С. 158–159.
176. Инюшин Н. В. Аппараты для магнитной обработки жидкостей / Н. В. Инюшин, Е. И. Ишемгужин, Л. Е. Каштанова [и др.]. – Уфа : Государственное издательство научно-технической литературы «Реактив», 2000. – 147 с.
177. Тейлор Дж. Введение в теорию ошибок : пер. с англ. / Дж. Тейлор. – Москва : Мир, 1985. – 272 с.
178. Захаров С. Д. Кластерная структура воды / С. Д. Захаров, И. В. Мосягина. – Москва, 2011. – 24 с.

179. Волошин В. П. Структуры сеток водородных связей и динамика молекул воды в конденсированных водных системах / В. П. Волошин, Е. А. Желиговская, Г. Г. Маленков [и др.] // Российский химический журнал. – 2001. – Т. XLV, № 3. – С. 31–37.
180. Канн К. Б. Электродинамика здравого смысла : [монография] / К. Б. Канн. – Dudweiler : Lambert Academic Publishing, 2012. – 96 с.
181. Рой І. О. Інтенсифікація процесів окиснення органічних речовин у питному водопостачанні / І. О. Рой // Матеріали ІІІ Всеукраїнської міжвузівської науково-технічної конференції «Сучасні технології у промисловому виробництві». – Суми : СумДУ, 2014. – Ч. 2. – С. 57.
182. Рой І. О. Вплив водневого показника на ефективність магнітної обробки / І. О. Рой, Л. Д. Пляцук // Збірка тез доповідей ХVІІІ Міжнародної науково-практичної конференції «Екологія. Людина. Суспільство». – Київ : НТУУ «КПІ», 2015. – С. 125.
183. Лагунова Ю. О. Использование озона и пероксида водорода для окислительного разложения органических комплексов в процессах очистки жидких радиоактивных отходов : автореф. дис. на соискание уч. степени канд. хим. наук : спец. 02.00.14 «Радиохимия» / О. Ю. Лагунова. – Москва, 2012. – 20 с.
184. Bernal J. D. Структура воды и ионных растворов / J. D. Bernal, R. H. Fowler // Успехи физ. наук. – 1934. – Т. 14, № 5. – С. 586–644.
185. Рой І. О. Математичне моделювання ефективності магнітної обробки в процесах очистки природних вод / І. О. Рой // Екологія и промышленность. – 2014. – № 3 (40). – С. 47–52.
186. Назаренко А. М. Эконометрика / А. М Назаренко. – Сумы : СумГУ, 2003. – 276 с.
187. Едаменко О. Д. Процессы гидратации воздушных в'язучих в условиях магнитной обработки водных дисперсий : дис. ... канд. техн. наук : 05.17.11 / О. Д. Едаменко. – Белгород, 2003. – 156 с.

188. Василенко С. Л. Екологічна безпека систем водопостачання міст: методологія вивчення та управління : автореф. дис. ... д-ра техн. наук : 21.06.01 / С. Л. Василенко. – Харків: б. в., 2007. – 36 с.
189. Руководство по обеспечению качества питьевой воды. Том 1 : 3-е изд. / Всемирная организация здравоохранения. – Женева, 2004. – 121 с.
190. Пляцук Д. Л. Оценка техногенной нагрузки с учетом порога техногенного воздействия / Д. Л. Пляцук, Л. Л. Гурец // Сборник научных трудов II Международной научно-практической конференции «Актуальные проблемы инженерных наук в области промышленности, экологии и охраны водных ресурсов». – Пенза : ПГУАС, 2013. – С. 212–216.
191. Интегральная оценка питьевой воды централизованных систем водоснабжения по показателям химической безвредности : Методические рекомендации. – М. : ФБУЗ «Федеральный центр гигиены и эпидемиологии» Роспотребнадзора – 2011. – 37 с.
192. Mathers C. D. National Burden of Disease Studies: A Practical Guide. Edition 2.0. Global Program on Evidence for Health Policy / C. D. Mathers, T. Vos, A. D. Lopez et al. – Geneva : World Health Organization, 2001. – 147 p.
193. Bernard L. C. Risks in Perspective / L. C. Bernard // Journal of American Physicians and Surgeons. – 2003, Summer. – Vol. 8, No. 2. – P. 50–53.
194. Magnetic Field Calculators [Электронный ресурс] / Dexter Magnetic Technologies. – Режим доступа : <http://www.dextermag.com/resource-center/magnetic-field-calculators>.

## Додаток А

## Екологічний стан водних об'єктів України за показниками вмісту біогенних елементів по відношенню до їх граничного вмісту

Водний об'єкт	Концентрація забруднювача відносно граничного вмісту <sup>1</sup>				Екологічний стан
	азот амонійний	азот нітратний	азот нітритний	фосфати	
Басейни річок					
Західний Буг	$\frac{1,3-6}{2,7}$	$\frac{3-7,8}{4,7}$	$\frac{7-15}{9,3}$	$\frac{1,3-5,6}{2,6}$	Якість води в усіх басейнах за середніми рівнями показників відповідає III класу якості «Задовільні». За ступенем чистоти згідно з екологічною класифікацією води належать до категорії помірно забруднених. За рівнем трофності води відносять до евтрофного типу
Дунай	$\frac{< 1-1,6}{< 1}$	$\frac{1,4-3}{1,9}$	$\frac{1-2,9}{2,5}$	$\frac{< 1-7,8}{1,5}$	
Дністер	$\frac{< 1-2}{1,5}$	$\frac{2,4-4}{3,2}$	$\frac{3-12}{5,3}$	$\frac{< 1-2}{1,5}$	
Дніпро	$\frac{1,5-2,5}{1,9}$	$\frac{1,6-3,4}{2,2}$	$\frac{3-9}{4,8}$	$\frac{2-3,6}{2,7}$	
Південний Буг	$\frac{1,8-6}{2,8}$	$\frac{1,8-6}{2,8}$	$\frac{1,1-3}{2,1}$	$\frac{1,8-4,4}{2,7}$	
Річки Криму	$\frac{< 1-6,2}{2}$	$\frac{< 1-5,2}{3,7}$	$\frac{1,1-8}{3,4}$	$\frac{< 1-17}{4,2}$	
Річки Приазов'я	$\frac{< 1-10,3}{2,9}$	$\frac{< 1-2,5}{1,6}$	$\frac{1,6-11}{6,1}$	$\frac{< 1-4,6}{2,3}$	
Сіверський Донець	$\frac{1,2-2,2}{1,5}$	$\frac{3,2-4}{3,6}$	$\frac{5-9}{6,1}$	$\frac{5,9-12}{7,8}$	
Водосховища					
Канівське	$\frac{< 1-3,7}{2,3}$	$\frac{< 1-3,8}{3}$	$\frac{1,2-9}{4,7}$	$\frac{< 1-3,3}{1,9}$	Якість води відповідає III класу якості «Задовільні». За ступенем чистоти згідно з екологічною класифікацією води належать до категорії помірно забруднених. За рівнем трофності води відносять до евтрофного типу
Кременчуцьке	$\frac{1,3-2,5}{1,6}$	$\frac{< 1-3,6}{1,7}$	$\frac{2-9}{3,4}$	$\frac{< 1-2,4}{1,7}$	
Дніпродзержинське	$\frac{< 1-7,3}{1,9}$	$\frac{< 1-4}{2}$	$\frac{1,6-6}{3,9}$	$\frac{< 1-3,3}{2,1}$	
Дніпровське	$\frac{< 1-1,2}{< 1}$	$\frac{< 1-7}{2,8}$	$\frac{< 1-7}{4,9}$	$\frac{< 1-4,3}{2,4}$	
Каховське	$\frac{< 1-6}{1,6}$	$\frac{< 1-1,7}{1,2}$	$\frac{< 1-3}{1,9}$	$\frac{< 1-3,6}{2}$	

Примітка: 1 – чисельник – діапазон величин перевищення рівня ЕДК від мінімального до максимального значення, зафіксованого для водного об'єкта; знаменник – середня величина перевищення рівня ЕДК за багаторічний період

Додаток Б  
Органічне забруднення водних об'єктів України

Водний об'єкт	Показники вмісту органічних речовин у природних водах					
	БСК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /л			ХСК, мгО <sub>2</sub> /л		
	БСК <sub>мін</sub> <sup>1</sup>	БСК <sub>макс</sub> <sup>2</sup>	БСК <sub>сер</sub> <sup>3</sup>	ХСК <sub>мін</sub> <sup>1</sup>	ХСК <sub>макс</sub> <sup>2</sup>	ХСК <sub>сер</sub> <sup>3</sup>
Річки						
Західний Буг	1,7	2,0	1,8	0,6	1,9	1,3
Дунай	0,8	1,7	1,3	0,4	0,7	0,5
Дністер	0,8	1,7	1,4	0,9	1,9	1,4
Дніпро	1,2	1,7	1,4	1,9	2,2	2,0
Південний Буг	1,3	1,7	1,5	1,1	1,8	1,5
Річки Криму	0,7	1,7	1,1	1,0	1,9	1,4
Річки Приазов'я	0,8	1,3	1,1	1,1	1,4	1,1
Сіверський Донець	1,0	1,7	1,3	1,4	1,7	1,5
Водосховища						
Канівське	0,8	1,3	1,0	1,8	3,2	2,3
Кременчуцьке	1,0	1,7	1,2	1,6	3,4	2,1
Дніпродзержинське	1,0	1,7	1,2	1,7	2,3	2,0
Дніпровське	1,0	1,3	1,1	1,3	2,3	1,7
Каховське	0,9	1,3	1,0	1,5	1,9	1,7

Примітка: 1 – мінімальне перевищення ГДК за показниками БСК та ХСК, що зафіксовані упродовж досліджуваного періоду; 2 – максимальне перевищення ГДК за показниками БСК та ХСК, що зафіксовані упродовж досліджуваного періоду; 3 – середні рівні перевищення встановлених ГДК, розрахованих для досліджуваного періоду







## Додаток Д

Результати дослідження режимних та конструктивних параметрів апарата  
магнітної обробки

Швидкість зміни індукції	Температура	Тривалість обробки	Водневий показник	Ефективність МО
$\nu_B$ , мТл/с	°C	$\tau$ , с	pH	$E_{M.O.}$ , %
125	12	0,5	4	6,83
125	12	0,5	7	5,07
125	20	0,5	7	4,50
125	12	1	10	1,31
125	20	1	4	10,36
125	20	1	7	8,11
125	60	0,5	7	0,61
225	12	0,5	7	11,80
225	20	0,25	4	1,22
225	20	0,25	7	0,90
225	20	0,5	7	9,91
225	20	0,5	10	2,86
225	60	0,5	10	1,31
250	20	0,5	7	11,71
250	30	0,5	10	2,45
250	20	1	7	13,51
438	20	0,5	4	25,64
438	20	0,5	6	22,55
438	20	0,5	8	13,33
438	20	0,5	10	5,48
438	30	0,5	7	13,71
438	30	0,5	4	18,50
438	40	0,5	7	8,95
438	50	0,5	7	4,60
438	60	0,5	7	2,53
438	12	1	10	7,15
438	20	1	7	20,72
450	20	0,25	7	4,50
450	12	0,5	4	28,13
450	20	0,5	7	19,02
788	20	0,25	7	8,11
788	30	0,25	4	7,89
788	20	0,5	7	20,72

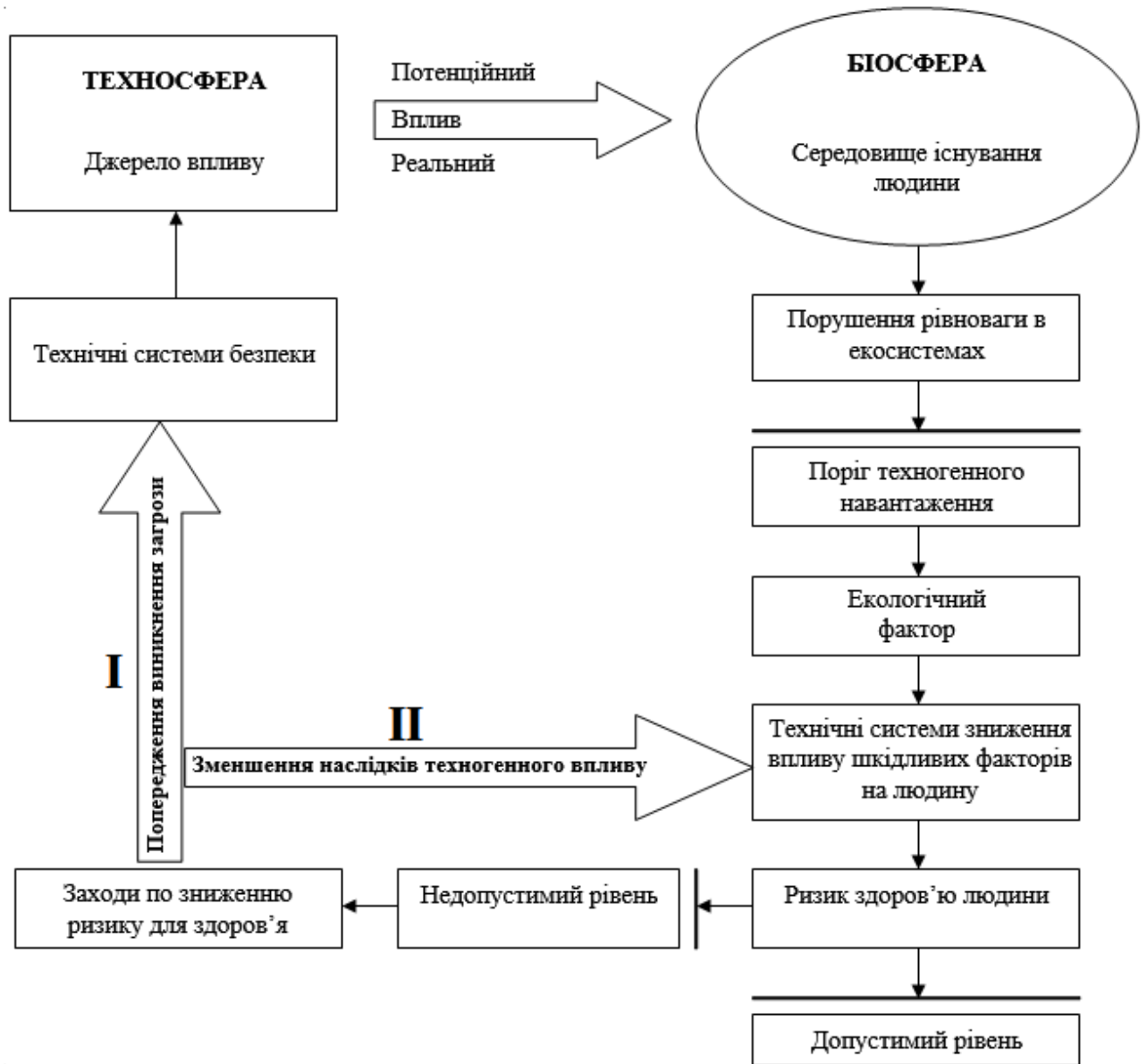
## Додаток Е

## Результати безрозмірювання експериментальних даних

Швидкість зміни індукції	Температура	Тривалість обробки	Водневий показник	Ефективність МО
$x_1$	$x_2$	$x_3$	$x_4$	$y$
1	1	1	1	1
1	1	1	1,75	0,74231
1	1,66667	1	1,75	0,65886
1	1	2	2,5	0,19180
1	1,66667	2	1	1,51684
1	1,66667	2	1,75	1,18741
1	5	1	1,75	0,08931
1,8	1	1	1,75	1,72767
1,8	1,66667	0,5	1	0,17862
1,8	1,66667	0,5	1,75	0,13177
1,8	1,66667	1	1,75	1,45095
1,8	1,66667	1	2,5	0,41874
1,8	5	1	2,5	0,19180
2	1,66667	1	1,75	1,71449
2	2,5	1	2,5	0,35871
2	1,66667	2	1,75	1,97804
3,504	1,66667	1	1	3,75403
3,504	1,66667	1	1,5	3,30161
3,504	1,66667	1	2	1,95168
3,504	1,66667	1	2,5	0,80234
3,504	2,5	1	1,75	2,00732
3,504	2,5	1	1	2,70864
3,504	3,33333	1	1,75	1,31040
3,504	4,16667	1	1,75	0,67350
3,504	5	1	1,75	0,37042
3,504	1	2	2,5	1,04685
3,504	1,66667	2	1,75	3,03367
3,6	1,66667	0,5	1,75	0,65886
3,6	1	1	1	4,11859
3,6	1,66667	1	1,75	2,78477
6,304	1,66667	0,5	1,75	1,18741
6,304	2,5	0,5	1	1,15520
6,304	1,66667	0,25	4	7,89000

## Додаток Ж

Механізм управління екологічною безпекою систем питного водопостачання  
з встановленням причинно-наслідкових зв'язків



## Додаток И

Статистичні дані. Якість питної води на виході з ДесВС впродовж 2015 року

Таблиця И.1 – Показники якості води

Номер рядка	Показник	ГДК, мг/л	Дата відбору проб												
			8 січ.	21 січ.	4 лют.	11 лют.	3 берез.	17 берез.	24 берез.	31 берез.	16 квіт.	6 трав.	20 трав.	3 черв.	23 черв.
1.1	Алюміній	0,2	0,1	0,12	0,09	0,1	0,15	0,17	0,11	0,16	0,2	0,12	0,15	0,1	0,12
1.2	Амоній	0,5	0,15	0,18	0,26	0,22	0,21	0,23	0,23	0,22	0,21	0,25	0,24	0,2	0,17
1.3	Нітрати	50	3,8	2,8	4,2	4,2	4,9	4,4	3,8	3,8	3,2	0,5	0,5	0,5	0,8
1.4	ПО	5	3,6	4,2	4,1	3,8	4,6	4,4	4,6	4,3	4,3	4,5	4,8	4,4	4,8
1.5	Залізо	0,2	0,1	0,15	0,14	0,12	0,15	0,16	0,16	0,13	0,11	0,12	0,11	0,13	0,14
1.6	Марганець	0,5	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,06	0,06
1.7	Хлор залиш. зв'яз.	1,2	0,96	1,08	1,18	1,06	1,04	1,06	0,95	1,13	1,12	1,12	1,13	1,09	1,1
1.8	Жорсткість	7	5	5	5,1	5,1	4,8	4,7	4,7	4,5	3,6	3,7	4,2	4,3	4,1
1.9	Нітрити	0,5	0,004	0,006	0,007	0,007	0,007	0,011	0,013	0,006	0,009	0,01	0,006	0,012	0,013

Продовження таблиці И.1

Номер рядка	Показник	Дата відбору проб													
		1 лип.	8 лип.	21 лип.	28 лип.	11 серп.	26 серп.	2 верес.	30 верес.	7 жовт.	29 жовт.	11 листоп.	25 листоп.	2 груд.	
1.1	Алюміній	0,09	0,09	0,09	0,09	0,11	0,1	0,16	0,1	0,12	0,12	0,06	0,07	0,07	
1.2	Амоній	0,16	0,34	0,28	0,26	0,26	0,21	0,25	0,12	0,14	0,21	0,11	0,14	0,15	
1.3	Нітрати	1,1	1,1	1,3	1	1	0,8	0,5	1,2	1,2	1,9	2,8	2,9	3,1	
1.4	ПО	4,9	4,6	4,6	4,5	4,6	4,6	4,4	4	3,5	3,4	3,3	3,5	3,4	
1.5	Залізо	0,13	0,13	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,12	0,1	
1.6	Марганець	0,06	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	
1.7	Хлор залиш. зв'яз.	1,3	1,5	1,4	1,36	1,48	1,49	1,42	1,12	1,02	1,1	1,19	1,12	1,19	
1.8	Жорсткість	4,1	4,1	4,1	4	4,1	4,1	4,3	4,5	4,3	4,4	4,6	4,55	4,55	
1.9	Нітрити	0,008	0,011	0,007	0,009	0,005	0,008	0,008	0,008	0,008	0,006	0,005	0,005	0,006	

## Додаток К

Статистичні дані. Якість питної води на виході з ДнВС впродовж 2013 року

Таблиця К.1 – Розрахунок усереднених концентрацій домішок у питній воді з ДнВс за 2013 рік

Показник <sup>1</sup>	Середня концентрація у воді	Кількість замірів	Сума квадратів різниці	Середньо-квадратичне відхилення	Помилка середньої величини	Критерій Стюдента ( $P = 0,05$ )	Річна усереднена концентрація
	$C_{сер}, мг/л$						
Алюміній	0,17	45	0,09	0,04654	0,00694	2,014	0,18
Амоній	0,30	45	0,793	0,13421	0,02001	2,014	0,34
Нітрати	2,15	45	77,292	1,32538	0,19758	2,014	2,54
Окиснюваність ПО	6,08	45	9,239	0,45824	0,06831	2,014	6,22
Залізо	0,10	45	0,002	0,00626	0,00093	2,014	0,10
Марганець	0,07	45	0,123	0,05282	0,00787	2,014	0,09
Хлор залиш. зв'яз.	1,12	45	1,094	0,15768	0,0235	2,014	1,16
Жорсткість	3,51	45	15,397	0,59155	0,08818	2,014	3,69
Нітрити	0,005	45	0,00067	0,0039	0,00058	2,014	0,006

Примітка: 1 – потенційно небезпечні речовини у питній воді

Таблиця К.2 – Розрахунок потенційних неканцерогенних ризиків для здоров'я людини при вживанні питної води з ДнВС за 2013 рік

Показник <sup>1</sup>	Гранично допустима концентрація <sup>2</sup>	Концентрація у питній воді <sup>3</sup>	Коефіцієнт запасу	Неканцер. ризик	Сумарний ризик
	$ГДК, мг/л$	$C_{сер}, мг/л$	$K_3$	$Risk$	$Risk_{сум}$
Алюміній	0,5	0,18	10	0,0064	0,0572
Амоній	2,6	0,34	10	0,0023	
Нітрати	50	2,54	100	0,0001	
Окиснюваність ПО	5	6,22	10	0,0215	
Залізо	1	0,10	10	0,0018	
Марганець	0,5	0,09	10	0,0031	
Хлор залиш. зв'яз.	1,2	1,16	10	0,0167	
Жорсткість	10	3,69	10	0,0064	
Нітрити	0,1	0,006	100	0,0001	

Примітка: 1 – потенційно небезпечні речовини у питній воді; 2 – норматив згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10; 3 – середньорічна концентрація відповідної забруднювальної речовини упродовж 2013 року

## Додаток Л

Статистичні дані. Якість питної води на виході з ДнВС упродовж 2014 року

Таблиця Л.1 – Розрахунок усереднених концентрацій домішок у питній воді з ДнВс за 2014 рік

Показник <sup>1</sup>	Середня концентрація у воді	Кількість замірів	Сума квадратів різниці	Середньоквадратичне відхилення	Помилка середньої величини	Критерій Стьюдента ( $P = 0,05$ )	Річна усереднена концентрація
	$C_{сер}, мг/л$	$n$	$\sum (c_i - c_{сер})^2$	$\sigma$	$m$	$t$	$C_{усер}, мг/л$
Алюміній	0,17913	23	0,03338	0,03895	0,00812	2,069	0,20
Амоній	0,19739	23	0,10024	0,0675	0,01408	2,069	0,23
Нітрати	2,58261	23	96,193	2,09103	0,43601	2,069	3,48
Окиснюваність ПО	6,03043	23	6,8287	0,55713	0,11617	2,069	6,27
Залізо	0,10261	23	0,00344	0,01251	0,00261	2,069	0,11
Марганець	0,05652	23	0,00972	0,02102	0,00438	2,069	0,06
Хлор залиш. зв'яз.	1,04522	23	0,62037	0,16793	0,03501	2,069	1,12
Жорсткість	3,62174	23	2,21413	0,31724	0,06615	2,069	3,76
Нітрити	0,00943	23	0,001	0,00673	0,0014	2,069	0,012

Примітка: 1 – потенційно небезпечні речовини у питній воді

Таблиця Л.2 – Розрахунок потенційних неканцерогенних ризиків для здоров'я людини при вживанні питної води з ДнВС за 2014 рік

Показник <sup>1</sup>	Гранично допустима концентрація <sup>2</sup>	Концентрація у питній воді <sup>3</sup>	Коефіцієнт запасу	Неканцер. ризик	Сумарний ризик
	$ГДК, мг/л$	$C_{усер}, мг/л$	$K_3$	$Risk$	$Risk_{сум}$
Алюміній	0,5	0,20	10	0,0068	0,0559
Амоній	2,6	0,23	10	0,0015	
Нітрати	50	3,48	100	0,0001	
Окиснюваність ПО	5	6,27	10	0,0216	
Залізо	1	0,11	10	0,0019	
Марганець	0,5	0,06	10	0,0023	
Хлор залиш. зв'яз.	1,2	1,12	10	0,0161	
Жорсткість	10	3,76	10	0,0065	
Нітрити	0,1	0,012	100	0,0002	

Примітка: 1 – потенційно небезпечні речовини у питній воді; 2 – норматив згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10; 3 – середньорічна концентрація відповідної забруднювальної речовини упродовж 2014 року.



**Додаток Н**  
**Розрахунок потенційних втрат років нормального (здорового) життя**  
**для чоловічої частини населення**

**Вихідні дані:**

<i>Джерело небезпеки:</i>	Питна вода
<i>Захворювання:</i>	Отруєння
<i>Тяжкість захворювання (DW):</i>	0,171
<i>Регіон:</i>	м. Київ, ДнВС
<i>Розрахунковий рік:</i>	2015 рік
<i>Стать:</i>	Чоловіча
<i>Рівень ризику (Risk):</i>	0,0519

**Таблиця Н.1 – Результати розрахунку DALY**

Вік	Кількість, тис. осіб N	L	YLLi	L <sub>YLL</sub>	YLDi	DALYi	DALYs
1	2	3	4	5	6	7	8
0	4 092	66,25	3,44	62,81	0,557	4,00	16350,16
1	4 018	65,83	3,42	62,41	0,554	3,97	15951,83
2	3 811	64,88	3,37	61,51	0,546	3,91	14912,12
3	3 906	63,91	3,32	60,59	0,538	3,85	15055,76
4	3 719	62,93	3,27	59,66	0,530	3,80	14116,45
5	3 700	61,94	3,21	58,73	0,521	3,74	13822,99
6	3 749	60,96	3,16	57,80	0,513	3,68	13785,65
7	3 696	59,97	3,11	56,86	0,505	3,62	13368,88
8	3 306	58,99	3,06	55,93	0,496	3,56	11762,16
9	3 266	58,01	3,01	55,00	0,488	3,50	11427,60
10	3 087	57,02	2,96	54,06	0,480	3,44	10615,12
11	3 079	56,03	2,91	53,12	0,471	3,38	10406,79
12	2 804	55,04	2,86	52,18	0,463	3,32	9307,50
13	2 551	54,06	2,81	51,25	0,455	3,26	8317,30
14	2 335	53,08	2,75	50,33	0,447	3,20	7475,78
15	2 205	52,10	2,70	49,40	0,438	3,14	6927,89
16	2 137	51,12	2,65	48,47	0,430	3,08	6587,94
17	2 897	50,16	2,60	47,56	0,422	3,03	8763,27
18	3 519	49,20	2,55	46,65	0,414	2,97	10442,45
19	4 033	48,25	2,50	45,75	0,406	2,91	11736,49
20	4 255	47,31	2,46	44,85	0,398	2,85	12141,25
21	4 335	46,39	2,41	43,98	0,390	2,80	12129,58
22	4 131	45,46	2,36	43,10	0,383	2,74	11325,91
23	4 118	44,54	2,31	42,23	0,375	2,69	11062,08
24	4 197	43,62	2,26	41,36	0,367	2,63	11041,12
25	4 262	42,69	2,22	40,47	0,359	2,57	10975,06
26	4 649	41,79	2,17	39,62	0,352	2,52	11717,63
27	5 011	40,89	2,12	38,77	0,344	2,47	12357,42
28	4 614	40,00	2,08	37,92	0,337	2,41	11132,10
29	5 479	39,12	2,03	37,09	0,329	2,36	12928,22
30	5 417	38,24	1,98	36,26	0,322	2,31	12494,93
31	5 946	37,37	1,94	35,43	0,314	2,25	13401,12
32	6 612	36,51	1,89	34,62	0,307	2,20	14560,13
33	6 156	35,66	1,85	33,81	0,300	2,15	13239,53
34	5 694	34,82	1,81	33,01	0,293	2,10	11958,42
35	5 835	33,99	1,76	32,23	0,286	2,05	11961,26
36	5 260	33,18	1,72	31,46	0,279	2,00	10526,74
37	5 198	32,37	1,68	30,69	0,272	1,95	10149,16
38	4 940	31,57	1,64	29,93	0,266	1,90	9405,42
39	5 233	30,77	1,60	29,17	0,259	1,86	9712,66
40	5 038	29,97	1,56	28,41	0,252	1,81	9106,68
41	4 780	29,18	1,51	27,67	0,246	1,76	8412,21
42	4 584	28,39	1,47	26,92	0,239	1,71	7849,26



## Продовження таблиці Н.1

1	2	3	4	5	6	7	8
43	4 637	27,60	1,43	26,17	0,232	1,66	7719,62
44	4 514	26,80	1,39	25,41	0,226	1,62	7296,16
45	4 271	26,02	1,35	24,67	0,219	1,57	6702,67
46	3 784	25,26	1,31	23,95	0,213	1,52	5764,50
47	3 664	24,50	1,27	23,23	0,206	1,48	5414,41
48	3 571	23,75	1,23	22,52	0,200	1,43	5115,30
49	3 503	23,01	1,19	21,82	0,194	1,39	4860,93
50	3 437	22,28	1,16	21,12	0,187	1,34	4618,34
51	3 502	21,57	1,12	20,45	0,181	1,30	4555,57
52	3 672	20,86	1,08	19,78	0,176	1,26	4620,05
53	3 683	20,15	1,05	19,10	0,170	1,22	4476,03
54	3 755	19,45	1,01	18,44	0,164	1,17	4405,51
55	3 848	18,77	0,97	17,80	0,158	1,13	4355,88
56	3 697	18,10	0,94	17,16	0,152	1,09	4035,69
57	3 671	17,45	0,91	16,54	0,147	1,05	3863,87
58	3 496	16,82	0,87	15,95	0,142	1,01	3546,74
59	3 507	16,19	0,84	15,35	0,136	0,98	3424,09
60	3 298	15,58	0,81	14,77	0,131	0,94	3099,44
61	3 395	15,00	0,78	14,22	0,126	0,90	3071,10
62	2 988	14,45	0,75	13,70	0,122	0,87	2604,10
63	3 226	13,90	0,72	13,18	0,117	0,84	2704,31
64	3 085	13,35	0,69	12,66	0,112	0,81	2484,41
65	3 037	12,81	0,66	12,15	0,108	0,77	2346,32
66	3 021	12,32	0,64	11,68	0,104	0,74	2245,01
67	2 614	11,77	0,61	11,16	0,099	0,71	1855,81
68	2 395	11,31	0,59	10,72	0,095	0,68	1633,67
69	2 222	10,79	0,56	10,23	0,091	0,65	1446,20
70	1 387	10,31	0,54	9,77	0,087	0,62	862,48
71	1 307	9,90	0,51	9,39	0,083	0,60	780,55
72	1 086	9,43	0,49	8,94	0,079	0,57	617,49
73	1 264	9,03	0,47	8,56	0,076	0,54	688,35
74	1 681	8,60	0,45	8,15	0,072	0,52	872,14
75	1 586	8,20	0,43	7,77	0,069	0,49	784,43
76	1 679	7,84	0,41	7,43	0,066	0,47	793,91
77	1 606	7,50	0,39	7,11	0,063	0,45	726,31
78	1 667	7,20	0,37	6,83	0,061	0,43	723,89
79	1 163	6,88	0,36	6,52	0,058	0,41	482,69
80	867	6,62	0,34	6,28	0,056	0,40	346,19
81	566	6,31	0,33	5,98	0,053	0,38	215,47
82	396	6,04	0,31	5,73	0,051	0,36	144,17
83	433	5,81	0,30	5,51	0,049	0,35	151,60
84	422	5,58	0,29	5,29	0,047	0,34	142,16
85	445	5,39	0,28	5,11	0,045	0,33	144,54
86	291	5,20	0,27	4,93	0,044	0,31	91,36
87	274	5,02	0,26	4,76	0,042	0,30	82,95
88	234	4,85	0,25	4,60	0,041	0,29	68,44
89	200	4,68	0,24	4,44	0,039	0,28	56,39
90	130	4,52	0,23	4,29	0,038	0,27	35,56
91	92	4,36	0,23	4,13	0,037	0,26	24,19
92	54	4,20	0,22	3,98	0,035	0,25	13,62
93	46	4,04	0,21	3,83	0,034	0,24	11,15
94	43	3,87	0,20	3,67	0,033	0,23	10,06
95	44	3,69	0,19	3,50	0,031	0,22	9,79
96	15	3,51	0,18	3,33	0,030	0,21	3,25
97	20	3,30	0,17	3,13	0,028	0,20	4,02
98	17	3,07	0,16	2,91	0,026	0,19	3,21
99	4	2,79	0,14	2,65	0,023	0,17	0,60
100	37	2,46	0,13	2,33	0,021	0,15	5,47
Разом	294 199	–	–	–	–	–	607 884

## Додаток П

Розрахунок потенційних втрат років нормального (здорового) життя  
для жіночої частини населення

## Вихідні дані:

Джерело небезпеки:	Питна вода
Захворювання:	Отруєння
Тяжкість захворювання (DW):	0,171
Регіон:	м. Київ, ДнВС
Розрахунковий рік:	2015 рік
Стать:	Жіноча
Рівень ризику (Risk):	0,0519

Таблиця П.1 – Результати розрахунку DALY

Вік	Кількість, тис. осіб	L	YLLi	L <sub>YLL</sub>	YLDi	DALYi	DALYs
	N						
1	2	3	4	5	6	7	8
0	3 783	76,37	3,96	72,41	0,643	4,61	17425,06
1	3 723	75,88	3,94	71,94	0,638	4,58	17037,67
2	3 588	74,93	3,89	71,04	0,630	4,52	16216,82
3	3 668	73,96	3,84	70,12	0,622	4,46	16363,72
4	3 477	72,98	3,79	69,19	0,614	4,40	15306,73
5	3 512	72,00	3,74	68,26	0,606	4,34	15252,68
6	3 594	71,01	3,69	67,32	0,597	4,28	15392,22
7	3 522	70,02	3,63	66,39	0,589	4,22	14874,52
8	3 142	69,03	3,58	65,45	0,581	4,16	13080,40
9	3 131	68,04	3,53	64,51	0,573	4,10	12848,12
10	2 891	67,05	3,48	63,57	0,564	4,04	11693,39
11	2 886	66,06	3,43	62,63	0,556	3,98	11497,72
12	2 622	65,07	3,38	61,69	0,548	3,92	10291,15
13	2 412	64,08	3,33	60,75	0,539	3,86	9320,44
14	2 189	63,10	3,27	59,83	0,531	3,81	8332,25
15	2 049	62,11	3,22	58,89	0,523	3,75	7677,11
16	2 036	61,13	3,17	57,96	0,514	3,69	7507,65
17	3 025	60,15	3,12	57,03	0,506	3,63	10975,33
18	3 559	59,17	3,07	56,10	0,498	3,57	12699,68
19	3 969	58,20	3,02	55,18	0,490	3,51	13931,35
20	4 120	57,22	2,97	54,25	0,481	3,45	14218,22
21	4 156	56,24	2,92	53,32	0,473	3,39	14098,32
22	3 809	55,26	2,87	52,39	0,465	3,33	12696,60
23	3 788	54,29	2,82	51,47	0,457	3,27	12404,61
24	4 042	53,32	2,77	50,55	0,449	3,22	12999,75
25	4 244	52,35	2,72	49,63	0,440	3,16	13401,70
26	4 717	51,38	2,67	48,71	0,432	3,10	14618,69
27	5 242	50,42	2,62	47,80	0,424	3,04	15942,28
28	4 932	49,46	2,57	46,89	0,416	2,98	14712,06
29	5 749	48,50	2,52	45,98	0,408	2,93	16816,52
30	5 928	47,55	2,47	45,08	0,400	2,87	17000,11
31	6 566	46,60	2,42	44,18	0,392	2,81	18453,48
32	6 844	45,66	2,37	43,29	0,384	2,75	18847,38
33	6 144	44,71	2,32	42,39	0,376	2,70	16567,17
34	6 136	43,78	2,27	41,51	0,368	2,64	16201,44
35	6 342	42,85	2,22	40,63	0,361	2,58	16391,35
36	5 854	41,92	2,18	39,74	0,353	2,53	14800,19
37	5 835	41,00	2,13	38,87	0,345	2,47	14429,77
38	5 605	40,08	2,08	38,00	0,337	2,42	13550,03
39	5 675	39,15	2,03	37,12	0,329	2,36	13399,33
40	5 532	38,24	1,98	36,26	0,322	2,31	12759,37
41	5 327	37,33	1,94	35,39	0,314	2,25	11992,96
42	5 000	36,42	1,89	34,53	0,306	2,20	10982,62
43	5 115	35,51	1,84	33,67	0,299	2,14	10954,72

## Продовження таблиці П.1

1	2	3	4	5	6	7	8
44	4 870	34,61	1,80	32,81	0,291	2,09	10165,00
45	4 674	33,72	1,75	31,97	0,284	2,03	9506,38
46	4 139	32,82	1,70	31,12	0,276	1,98	8193,05
47	4 082	31,93	1,66	30,27	0,269	1,93	7862,19
48	3 896	31,04	1,61	29,43	0,261	1,87	7294,44
49	4 029	30,14	1,56	28,58	0,254	1,82	7324,89
50	3 877	29,26	1,52	27,74	0,246	1,76	6842,41
51	4 244	28,38	1,47	26,91	0,239	1,71	7264,19
52	4 580	27,50	1,43	26,07	0,231	1,66	7595,83
53	4 890	26,63	1,38	25,25	0,224	1,61	7853,38
54	5 013	25,75	1,34	24,41	0,217	1,55	7786,43
55	5 034	24,89	1,29	23,60	0,209	1,50	7557,40
56	5 047	24,03	1,25	22,78	0,202	1,45	7314,31
57	5 111	23,19	1,20	21,99	0,195	1,40	7148,14
58	4 906	22,36	1,16	21,20	0,188	1,35	6616,30
59	5 025	21,53	1,12	20,41	0,181	1,30	6525,94
60	4 837	20,71	1,07	19,64	0,174	1,25	6042,03
61	4 994	19,90	1,03	18,87	0,167	1,20	5994,54
62	4 538	19,10	0,99	18,11	0,161	1,15	5227,27
63	4 904	18,31	0,95	17,36	0,154	1,10	5415,95
64	4 752	17,53	0,91	16,62	0,148	1,06	5024,07
65	4 553	16,76	0,87	15,89	0,141	1,01	4602,81
66	4 578	16,03	0,83	15,20	0,135	0,97	4425,96
67	4 064	15,26	0,79	14,47	0,128	0,92	3740,52
68	3 713	14,56	0,76	13,80	0,123	0,88	3261,02
69	3 475	13,83	0,72	13,11	0,116	0,83	2898,46
70	2 212	13,12	0,68	12,44	0,110	0,79	1750,23
71	2 196	12,46	0,65	11,81	0,105	0,75	1650,00
72	1 805	11,78	0,61	11,17	0,099	0,71	1282,72
73	2 084	11,13	0,58	10,55	0,094	0,67	1399,14
74	2 877	10,48	0,54	9,94	0,088	0,63	1818,70
75	2 687	9,87	0,51	9,36	0,083	0,60	1599,48
76	3 004	9,29	0,48	8,81	0,078	0,56	1683,03
77	3 005	8,72	0,45	8,27	0,073	0,53	1580,24
78	3 061	8,19	0,43	7,76	0,069	0,49	1512,18
79	2 141	7,67	0,40	7,27	0,065	0,46	990,40
80	1 094	7,22	0,37	6,85	0,061	0,44	476,55
81	845	6,75	0,35	6,40	0,057	0,41	343,94
82	967	6,31	0,33	5,98	0,053	0,38	367,94
83	951	5,92	0,31	5,61	0,050	0,36	339,41
84	1 068	5,54	0,29	5,25	0,047	0,33	356,98
85	895	5,18	0,27	4,91	0,044	0,31	279,49
86	826	4,86	0,25	4,61	0,041	0,29	242,03
87	690	4,55	0,24	4,31	0,038	0,27	189,34
88	608	4,27	0,22	4,05	0,036	0,26	156,63
89	481	4,00	0,21	3,79	0,034	0,24	116,11
90	386	3,74	0,19	3,55	0,031	0,23	86,96
91	280	3,50	0,18	3,32	0,029	0,21	59,20
92	180	3,28	0,17	3,11	0,028	0,20	35,52
93	148	3,06	0,16	2,90	0,026	0,18	27,35
94	108	2,86	0,15	2,71	0,024	0,17	18,63
95	54	2,67	0,14	2,53	0,022	0,16	8,77
96	62	2,49	0,13	2,36	0,021	0,15	9,28
97	46	2,31	0,12	2,19	0,019	0,14	6,35
98	14	2,13	0,11	2,02	0,018	0,13	1,74
99	14	1,95	0,10	1,85	0,016	0,12	1,67
100	103	1,76	0,09	1,67	0,015	0,11	10,92
Разом	342 195	–	–	–	–	–	793 847

Додаток Р

Патент на корисну модель «Установка для очищення води від органічних сполук»



## Продовження додатка Р



ДЕРЖАВНА СЛУЖБА  
ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОЇ  
ВЛАСНОСТІ  
УКРАЇНИ

УКРАЇНА

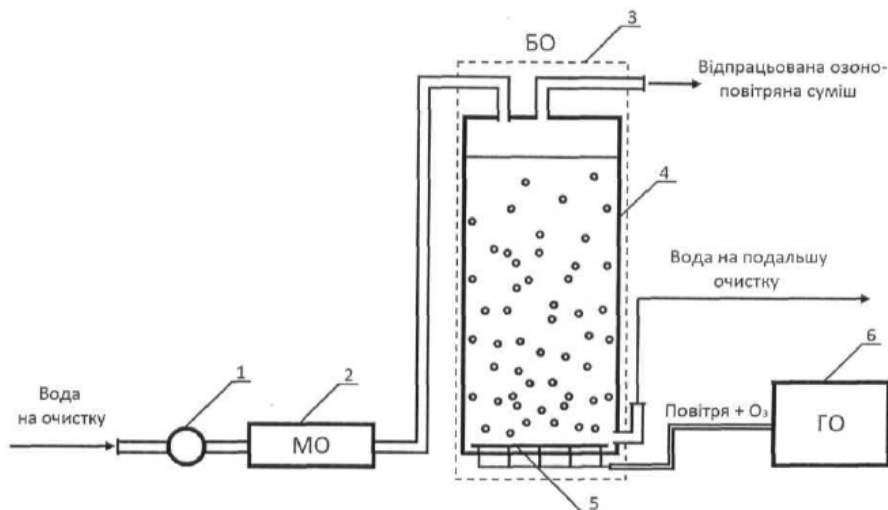
(19) **UA** (11) **88709** (13) **U**  
(51) МПК  
C02F 1/78 (2006.01)

**(12) ОПИС ДО ПАТЕНТУ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ**

(21) Номер заявки: <b>u 2013 13039</b>	(72) Винахідник(и): <b>Пляцук Леонід Дмитрович (UA), Рой Ігор Олександрович (UA)</b>
(22) Дата подання заявки: <b>11.11.2013</b>	(73) Власник(и): <b>СУМСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ, вул. Римського-Корсакова, 2, м. Суми, 40007 (UA)</b>
(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: <b>25.03.2014</b>	
(46) Публікація відомостей про видачу патенту: <b>25.03.2014, Бюл.№ 6</b>	

**(54) УСТАНОВКА ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД ОРГАНІЧНИХ СПОЛУК****(57) Реферат:**

Установка для очищення води від органічних сполук містить генератор озону, послідовно з'єднані трубопроводами модуль магнітної обробки і блок озонування, який включає реактор. Реактор блока озонування оснащений диспергуючими елементами, для подачі озono-повітряної суміші, у вигляді дрібнодисперсних бульбашок у реактор, заповнений водою, причому диспергуючі елементи розташовані в нижній частині реактора.



UA 88709 U

**Додаток С**  
**Впровадження результатів дисертаційного дослідження у навчальний процес**

---

ЗАТВЕРДЖУЮ

Ректор Сумського

Державного університету



проф. Васильєв А.В.

«29» \_\_\_\_\_ 2014 р.

**АКТ**

Про впровадження результатів дисертаційного дослідження

«29» Вересня \_\_\_\_\_ 2014 р.

м. Суми

№ 2

Акт складено комісією у складі:

Голова: Декан факультету технічних систем та енергоефективних технологій, кандидат технічних наук, доцент Гусак О.Г.

Члени комісії: 1. Завідувач кафедри прикладної екології, доктор технічних наук, професор Пляцук Л.Д.

2. Заступник декану факультету технічних систем та енергоефективних технологій з методичної роботи, кандидат технічних наук, доцент Савченко Є.М.

Комісія провела роботу щодо визначення фактичного впровадження результатів дисертаційного дослідження Роя Ігоря Олександровича «Підвищення екологічної безпеки питного водопостачання шляхом інтенсифікації процесу окислення органічних речовин» у навчальний процес факультету технічних систем та енергоефективних технологій Сумського державного університету (СумДУ).

## Продовження додатка С

Комісія розглядала такі матеріали:

1. Дисертаційну роботу Роя Ігоря Олександровича «Підвищення екологічної безпеки питного водопостачання шляхом інтенсифікації процесу окислення органічних речовин».

2. Експериментальну лабораторну установку магнітної обробки вод з поверхневих джерел водопостачання.

За результатами проведеної роботи комісією встановлено:

1. Розроблені в дисертаційній роботі Роя Ігоря Олександровича «Підвищення екологічної безпеки питного водопостачання шляхом інтенсифікації процесу окислення органічних речовин» методичні положення та інженерний метод розрахунку конструктивно-режимних параметрів апаратів магнітної обробки, запропоновані фізична та математична модель здійснення магнітної обробки води з поверхневих джерел в системах централізованого питного водопостачання міст використовуються в курсі лекцій з дисципліни «Основи створення екологічно безпечних технологій» за темою «Нові екологічно безпечні технології» та в курсі лекцій з дисципліни «Техноекологія» за темою «Житлово-комунальне господарство».

2. Експериментальна лабораторна установка магнітної обробки води з поверхневих джерел водопостачання використовується для проведення практичних занять з дисципліни «Техноекологія» за темою «Житлово-комунальне господарство. Проблеми водопостачання міст. Фізичні методи інтенсифікації традиційних технологій водопідготовки».

Голова комісії



О.Г. Гусак

Члени комісії:

Л.Д. Пляцук

Є.М. Савченко

**Додаток Т**  
**Впровадження результатів дисертаційного дослідження у виробництво**


 ЗАТВЕРДЖУЮ  
 Директор ТОВ «Сумитеплоенерго»  
 \_\_\_\_\_  
 03 2016 р.

**АКТ**

впровадження результатів дисертаційної роботи

Роя Ігоря Олександровича для використання у процесі водопідготовки

Цим актом стверджується, що Роєм І.О. передано у ТОВ «Сумитеплоенерго» результати його дисертаційної роботи «Підвищення екологічної безпеки питного водопостачання шляхом інтенсифікації процесу окислення органічних речовин» щодо способу інтенсифікації окиснення органічних речовин озоном за рахунок використання магнітної обробки води перед подачею на озонування. Зміст переданих матеріалів у повній мірі відображає методологію проектування технологічної схеми сумісного використання озонування та попередньої магнітної обробки води. Матеріали дисертації будуть застосовані для інтенсифікації окиснення органічних речовин при озонуванні.

Від ТОВ «Сумитеплоенерго»

Головний інженер  
 ТОВ «Сумитеплоенерго»



С. Ю. Смертяк

Від Сумського державного університету

Доцент кафедри прикладної екології  
 к.т.н.



Л. Л. Гурець

Асистент кафедри прикладної екології

І. О. Рой